

**МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ
З ПИТАНЬ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ ТА У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ
ВІД НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ**

**ДЕРЖАВНИЙ ДЕПАРТАМЕНТ – АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
І ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО (ОБОВ'ЯЗКОВОГО) ВІДСЕЛЕННЯ, 2009**

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК

ЗАСНОВАНО У 1994 Р.

ВИПУСК 9

ЗМІСТ

Передмова (Сельський А.А.)	4
Кашпаров В.О. Радіологічна значимість паливної компоненти чорнобильських радіоактивних випадінь.	5
Іванов Ю.О. Аналіз факторів, що визначають довгострокову динаміку міграції радіонуклідів у ґрунтово-рослинному покриві.....	23
Гащак С.П., Бондарьков М.Д., Іванов Ю.О., Максименко А.М., Мартиненко В.І., Архипов А.М. Радіоекологія урбанізованого ландшафту на прикладі м. Прип'ять.....	40
Гащак С.П., Осколков Б.Я., Бондарьков М.Д., Максименко А.М., Максименко В.М., Мартиненко В.І., Хінтон Т.Г. Комплексна характеристика сухопутних екосистем на берегах водойми-охолоджувача ЧАЕС напередодні його осушення.	57
Гащак С.П., Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Бондарьков М.Д. Радіоекологія амфібій Чорнобильської зони	76
Гащак С. П., Бондарьков М. Д., Маклюк Ю. О., Максименко А. М., Мартиненко В. І., Чижевський І. В. Запас ^{90}Sr та ^{137}Cs у біомасі птахів на території Чорнобильської зони і розмір виносу радіонуклідів з птахами за її межі.	87
Гащак С.П., Влащенко А.С., Наглов О.В. Результати дослідження фауни та радіоактивного забруднення рукокрилих Чорнобильської зони відчуження у 2007–2009 рр.	102
Гащак С.П. Основні аспекти радіоекології великих ссавців Чорнобильської зони.....	125
Максименко А. М., Бондарьков М. Д., Заграй А. І., Звеницький М.І., Чернікова Н.П. Розробка та атестація методу радіохімічного аналізу ^{90}Sr в рідких середовищах.	141
Бібліографія Міжнародної радіоекологічної лабораторії (МРЛ) у 2000–2009 рр.....	147

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие (Сельский А.А.).....	4
Кашпаров В.А. Радиологическая значимость топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений.	5
Иванов Ю.А. Анализ факторов, определяющих долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове.	23
Гащак С.П., Бондарьков М.Д., Иванов Ю.А., Максименко А.М., Мартыненко В.И., Архипов А.Н. Радиоэкология урбанизированного ландшафта на примере г. Припять.....	40
Гащак С.П., Осколков Б.Я., Бондарьков М.Д., Максименко А.М., Максименко В.М., Мартыненко В.И., Хинтон Т.Г. Комплексная характеристика сухопутных экосистем на берегах водоема-охлаждителя ЧАЭС накануне его осушения	57
Гащак С.П., Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Бондарьков М.Д. Радиоэкология амфибий Чернобыльской зоны.....	76
Гащак С.П., Бондарьков М.Д., Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Мартыненко В.И., Чижевский И.В. Запас ^{90}Sr и ^{137}Cs в биомассе птиц на территории Чернобыльской зоны и размер выноса радионуклидов с птицами за ее пределы	87
Гащак С.П., Влащенко А.С., Наглов А.В. Результаты изучения фауны и радиоактивного загрязнения рукокрылых Чернобыльской зоны отчуждения в 2007–2009 годах	102
Гащак С.П. Основные аспекты радиоэкологии крупных млекопитающих чернобыльской зоны	125
Максименко А. М., Бондарьков М. Д., Заграй А. И., Звеницкий М.И., Черникова Н.П. Разработка и аттестация метода радиохимического анализа стронция-90 в жидких средах	141
Библиография Международной радиоэкологической лаборатории (МРЛ) в 2000–2009 гг.	147

Передмова

Серед напрямів діяльності державного департаменту - Адміністрації зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення щодо мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи не залишилися без уваги і наукові дослідження. У зоні відчуження, за підтримки Адміністрації, постійно працюють Інститут проблем безпеки атомних станцій НАН України, Державне спеціалізоване науково-виробниче підприємство «Чорнобильський радіоекологічний центр» (ДСП «Екоцентр») і Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки радіоактивних відходів і радіоекології. Видаються два наукові журнали. Цього року виповнюється десять років Міжнародній радіоекологічній лабораторії, ініціатором створення якої у складі Чорнобильського центру свого часу виступило Міністерство з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи (МНС України). Усвідомлюючи унікальність зони відчуження як полігону для наукових досліджень, МНС України активно сприяло міжнародній науковій співпраці в галузі радіоекології, проведенню радіоекологічних, радіобіологічних наукових досліджень безпосередньо на її території. У лабораторії було створено всі умови для виконання науково-дослідних робіт: зібрано високопрофесійний колектив, обладнано необхідні лабораторні приміщення і оснащено їх сучасними засобами вимірювальної техніки, у тому числі віварій для експериментальних тварин, лабораторії радіохімічних і спектрометричних вимірювань, польова лабораторія в м. Чорнобилі і пересувна радіоекологічна лабораторія. За десятиліття, що минуло, Міжнародною радіоекологічною лабораторією спільно з науковцями інших країн (Сполучених Штатів Америки, Великобританії, Німеччини, Росії) виконано великий обсяг науково-дослідних робіт. Результати досліджень опубліковано в більш ніж 200 наукових роботах в міжнародній та вітчизняній науковій літературі.

Відомості про параметри міграції аварійних радіонуклідів у ґрунті, воді, рослинності та живих організмах зони відчуження, особливості їх накопичення в об'єктах навколишнього середовища та вплив на життєдіяльність вкрай необхідні для розробки і обґрунтування заходів із дезактивації та реабілітації територій, ухвалення рішень щодо запобігання винесенню радіонуклідів з території зони, оцінки радіаційної ситуації та реалізації заходів, спрямованих на захист населення і персоналу, що працює в зоні.

Чорнобильська катастрофа та її радіоекологічні наслідки стали могутнім поштовхом для широкого розвитку радіоекологічних досліджень. У багатьох наукових працях особливо виділяється постчорнобильський період – знаковий етап розвитку радіоекології як науки. Результати, отримані вченими безпосередньо на території зони відчуження, багато в чому стали основою для розуміння базових процесів міграції радіонуклідів у зовнішньому середовищі і формування доз опромінення компонентів екосистем.

Цей збірник виходить на честь десятирічного ювілею Міжнародної радіоекологічної лабораторії і загалом присвячений підсумкам роботи, виконаної протягом останніх років. Отримані лабораторією результати були частково опубліковані в англomовній науковій періодиці, здебільшого в США, яка, на жаль, є малодоступною українському читачеві. Зважаючи на це, Адміністрація зони відчуження визнала необхідною і корисною публікацію деяких з них в даному збірнику, який буде широко доступним українській науковій громадськості. Практично всі статті, представлені у збірнику, написані спеціально для цієї публікації, доопрацьовані та істотно розширені, щоб найповніше ознайомити науковців з результатами виконаних робіт. Деякі статті публікуються вперше.

Сподіваємося, що ця публікація буде корисною широкому колу науковців, котрих цікавлять питання радіобіології, радіоекології та прикладних дисциплін.

Андрій Сельський,

к. ф.-м. н., начальник державного департаменту - Адміністрації зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення МНС України

РАДИОЛОГИЧЕСКАЯ ЗНАЧИМОСТЬ ТОПЛИВНОЙ КОМПОНЕНТЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ

В. А. Кашпаров

*Украинский НИИ сельскохозяйственной радиологии Национального университета
биоресурсов и природопользования Украины, Киев*

Работа посвящена оценке радиоэкологической значимости топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений. Изучены физико-химические свойства чернобыльских горячих частиц (радионуклидный и дисперсный состав, глубина выгорания ядерного топлива и фракционирование радионуклидов, состав матрицы частиц и т.д.), включая топливные частицы, являющиеся специфической формой чернобыльских радиоактивных выпадений. Сделана попытка реконструкции условий образования топливных частиц во время аварии и показано, что окисление ядерного топлива было одним из основных механизмов образования топливных частиц. На основании репрезентативного пробоотбора почвенных проб впервые построены карты загрязнения ближней зоны аварии в масштабе 1 : 200000 радионуклидами, выпавшими в составе топливных частиц. Уточнено общее содержание радионуклидов в 30-сантиметровом почвенном слое 30-километровой зоны ЧАЭС. Оценена величина относительного выброса радионуклидов в составе топливных частиц во время аварии за пределы промплощадки ЧАЭС, составившая $1,5 \pm 0,5\%$ от наработки радионуклидов в реакторе, что в два раза ниже ранее приводимых оценок. Изучена кинетика и получены зависимости скорости растворения топливных частиц как в естественных условиях, так и в модельных средах. Сделан прогноз динамики загрязнения растительности на топливных следах радиоактивных выпадений. Рассмотрена ресуспензия радионуклидов в естественных условиях, при техногенном воздействии на почву и лесных пожарах, а также ингаляционная опасность поступления топливных частиц в организм человека. Получены параметры метаболизма радионуклидов в составе топливных частиц в организме сельскохозяйственных животных.

Ключевые слова: горячие частицы, топливные частицы, ядерное топливо, Чернобыльская авария, радионуклиды, окружающая среда, радиоактивное загрязнение.

Чернобыльские радиоактивные выпадения представлены топливной компонентой – частицами мелкодиспергированного ядерного топлива (топливными частицами) и конденсационной компонентой, образовавшейся в результате конденсации на поверхности различных носителей летучих высокоподвижных продуктов деления (радиоизотопов йода, теллура, цезия и, в значительно меньшей, степени стронция и рутения), утечка которых происходила при высокотемпературном отжиге ядерного топлива [1–6]. Присутствие в радиоактивных выпадениях радионуклидов в составе частиц облученного ядерного топлива топливных частиц является специфической особенностью аварии на ЧАЭС. Ближняя 30-километровая зона аварии (около 2000 км²) преимущественно была загрязнена топливными частицами, содержащими основную часть выброшенных из реактора нелетучих радионуклидов, включая такие биологически значимые, как ⁹⁰Sr, радиоизотопы плутония и америция. Топливные частицы были обнаружены и на значительном удалении от ЧАЭС во многих странах Европы [7]. Цезиевые конденсационные пятна в дальней зоне сформировались за счет выпадений ¹³⁷Cs вместе с осадками.

За последние полвека был проведен ряд фундаментальных исследований, посвященных поведению искусственных радионуклидов в окружающей среде, как после их глобальных выпадений вследствие испытания ядерного оружия, крупных радиационных аварий, так и в модельных экспериментах с использованием водорастворимых форм радионуклидов и различных радиоактивных частиц. Однако уже первые результаты, полученные на топливных следах чернобыльских радиоактивных выпадений, показали ограниченность области применения ранее полученных закономерностей поведения радионуклидов. Так, на топливных следах радиоактивных выпадений радионуклиды отличались существенно меньшей мобильностью и биологической доступностью по сравнению с конденсационной формой выпа-

дений (как глобальных, так и черновыльских). Поэтому применение в первые годы Чернобыльской аварии ранее полученных закономерностей приводило к завышению результатов прогноза миграции радионуклидов в ближней зоне (наиболее сильно это проявлялось для ^{90}Sr). Со временем происходило (и происходит) растворение топливных частиц, что приводит к увеличению загрязнения растительности ^{90}Sr и его миграции в поверхностные и грунтовые воды. До настоящего времени основной вынос радиоактивности с территории зоны отчуждения обусловлен ^{90}Sr , выщелачиваемым из топливных частиц.

Отсутствие знаний о поведении в окружающей среде радионуклидов, выпавших в составе матрицы частиц облученного ядерного топлива, не позволяло в полной мере корректно оценить радиологическую обстановку в ближней зоне во время аварии на ЧАЭС и спрогнозировать ее изменение в будущем, а также оптимизировать применяемые контрмеры.

С точки зрения формирования радиологической обстановки (воздействие на человека и животных за счет внешнего облучения и внутреннего ингаляционного и перорального поступления радионуклидов в организм) физико-химические формы нахождения радионуклидов, включая топливные частицы, наиболее проявляются:

- при формировании поля радиоактивного загрязнения территории;

- при ингаляционном поступлении радионуклидов во время прохождения радиоактивного облака и при вторичном ветровом подъеме, а также метаболизме радионуклидов в организме и формировании дозовых нагрузок;

- при миграции радионуклидов в почве, определяющей динамику экспозиционной дозы и загрязнение поверхностных и грунтовых вод, а также для изменения во времени биологической доступности радионуклидов, определяющей уровни радиоактивного загрязнения растительности, сельскохозяйственной продукции и внутреннего поступления радионуклидов в организм человека;

- при пероральном поступлении радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных, метаболизме радионуклидов и радиоактивном загрязнении животноводческой продукции.

Все это обуславливает актуальность изучения поведения в окружающей среде радионуклидов, находящихся в составе топливной компоненты аварийного выброса ЧАЭС как для ликвидации последствий Чернобыльской аварии, так и использования ее опыта для других аварийных гипотетических ситуаций с выбросом частиц облученного ядерного топлива, а также при его захоронении. Выброс аналогичных черновыльских топливных частиц может происходить при авариях на предприятиях ядерно-топливного цикла при транспортировке топлива, разрушении ядерных реакторов и хранилищ отработанного ядерного топлива и т.п. Особую актуальность изучение процессов образования топливных частиц и поведения в окружающей среде радионуклидов в их составе приобрело после беспрецедентных террористических актов в США в 2008 г. и угроз использования в террористических актах загрязняющих территорию «грязных» бомб.

Физико-химические свойства топливных частиц и механизмы их образования во время аварии на ЧАЭС

В 1987 – 1989 гг. путем сканирования дозиметром тонкого почвенного слоя было выделено более 1200 сравнительно крупных «горячих частиц» (и около 500 в период с 1989 по 1996 г.) размером > 10 мкм и активностью > 100 Бк, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС. В ближней зоне аварии на ЧАЭС «горячие частицы» размером более 10 мкм представлены в основном (97 %) частицами мелкодиспергированного черновыльского ядерного топлива – топливными частицами. Удельная активность этих частиц соответствует удельной активности топлива на момент аварии за исключением летучих высокоподвижных радионуклидов – $^{134,137}\text{Cs}$. Наличие делящегося материала в них подтвердил нейтронно-активационный анализ и электронно-зондовый микроанализ, а также лазерная масс-спектрометрия (обогащение по ^{235}U - 1-2 %). Распределение топливных частиц размером более 10 мкм по

глубине выгорания свидетельствует о том, что они были выброшены из локальной области реактора, имеющей меньшее выгорание по сравнению со средним выгоранием топлива в 4-м блоке ЧАЭС на момент аварии [2, 8, 9]. На основании экспериментальных данных получены соотношения между активностями ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{154}Eu , ^{155}Eu и трансурановыми элементами (ТУЭ) в топливных частицах, что позволяет рассчитывать загрязнение территории основными радиологически значимыми радионуклидами в составе топливной компоненты выпадений. Полученная экспериментальная информация вошла в созданную в среде Microsoft Access базу данных «Горячие частицы». Данная база данных широко используется как в странах СНГ, так и в дальнем зарубежье и доступна для широкого круга пользователей. Дисперсный состав топливных частиц в первоначальных радиоактивных выпадениях на удалении 2 – 60 км от ЧАЭС описывается логнормальным законом распределения с медианным радиусом топливных частиц около 3 мкм [10]. Основная доля активности радионуклидов топливной компоненты черновыльских радиоактивных выпадений приходится именно на топливные частицы микронного диапазона. Вклад крупных частиц размером более 10 мкм в плотность загрязнения территории на удалении более 2 км от ЧАЭС является незначительным. Слаботрансформированные топливные частицы могли образоваться на первой стадии Чернобыльской аварии при механическом разрушении топлива во время взрыва (26 апреля 1986 г.) и были выброшены преимущественно в западном направлении. Они представляют собой кусочки ядерного топлива с хорошо выраженной «зернистой» структурой либо отдельные зерна (кристаллиты) UO_2 , что обусловлено технологией производства топлива. Внешний вид слаботрансформированных во время аварии черновыльских топливных частиц после достаточно длительного их нахождения в почве (до 15 лет) практически не отличается от частиц реального облученного ядерного топлива сразу после окончания его эксплуатации. Это указывает на крайне малую скорость растворения UO_2 -частиц в окружающей среде.

На последующих стадиях аварии происходило образование топливных частиц с высокой степенью трансформации их матрицы. Ядерное топливо при окислении на воздухе разрушалось по границам зерен. В результате диффузии кислорода в зерно поверхность UO_2 растрескивалась за счет различий плотности и кристаллических решеток разных окислов урана. При высокой аварийной температуре топливо могло частично оплавляться. Оно контактировало с различными конструкционными материалами и материалами засыпки реактора, что привело к образованию сложных химических соединений, особенно на поверхности топливных частиц. Как правило, крупные оплавленные топливные частицы содержат цирконий. Это, видимо, связано с более высокой температурой плавления окислов урана по сравнению с их сплавами с цирконием. В силу методических трудностей удастся, как правило, выделить из почвы только достаточно крупные топливные частицы, которые не являются репрезентативными для всей топливной компоненты черновыльских радиоактивных выпадений. Поэтому значительная доля этих частиц приходится именно на оплавленные U-O-Zr-частицы, которые имеют больший размер по сравнению с «чистыми» частицами диоксида урана, преимущественно разрушившегося до исходных кристаллитов меньшего размера. Поэтому при изучении поведения топливных частиц в окружающей среде, для получения репрезентативных данных, необходимо использовать статистически достоверную выборку частиц (например, реально присутствующую в почве), а не отдельные выделенные крупные частицы.

Для лучшего понимания процессов, происходящих в аварийном блоке, и оценки дисперсного состава выброшенных во время аварии топливных частиц были проведены эксперименты по моделированию их образования во время аварии. В модельных экспериментах было показано, что в результате окисления на воздухе при температуре 673 – 1173 К реального облученного черновыльского ядерного топлива в течение 1 – 21 ч происходит его разрушение на мелкие частицы, дисперсный состав которых хорошо описывается логнормальным законом распределения [11] и соответствует дисперсному составу радиоактивных выпадений

[10]. Получены параметры распределений дисперсного состава топливных частиц [11, 12]. Медианный радиус образующихся частиц не зависит от температуры отжига и уменьшается с увеличением времени до размеров зерен (кристаллитов) ядерного топлива (~6 мкм). Исходя из дисперсного состава и состава матрицы реальных чернобыльских топливных частиц, можно сделать вывод, что окисление ядерного топлива было одним из основных механизмов их образования во время аварии на ЧАЭС.

При окислении на воздухе и диспергировании реального облученного оксидного ядерного топлива даже при температуре 673 К происходит утечка рутения в виде летучего RuO_4 с последующим его восстановлением на материалах группы железа. Окисление и утечка рутения происходит только с поверхности зерен и не превышает единиц процентов от его содержания в топливной матрице [11]. Показано, что никель и нержавеющую сталь можно эффективно использовать при высоких температурах для поглощения радиоизотопов рутения в аварийных ситуациях и при некоторых технологических операциях.

Экспериментальные данные по измерению динамики относительной утечки продуктов деления при высокотемпературном отжиге топливных частиц показали, что с увеличением температуры отжига реальных топливных частиц в инертной среде в диапазоне от 1273 до 2273 К растет относительная утечка радионуклидов в следующей последовательности: изотопы цезия > изотопы европия > изотопы церия > изотопы америция > изотопы рутения, плутония, кюрия. При температуре 2273 К за 100 мин относительная утечка в вакууме всех измеряемых радионуклидов из реальных топливных частиц превышает 90 %.

Отсутствие фракционирования ^{144}Ce , $^{154,155}\text{Eu}$ и ^{125}Sb в реальных чернобыльских топливных частицах и сравнительно невысокое обеднение их ^{90}Sr и $^{134,137}\text{Cs}$ указывает на то, что выброшенные из реактора частицы размером более 10 мкм находились либо в достаточно "мягких" температурных условиях во время аварии на ЧАЭС, либо нагревались в течение малого промежутка времени [11].

На основании данных о коэффициентах фракционирования ^{137}Cs и ^{90}Sr в чернобыльских топливных частицах с учетом их выгорания и полученной зависимости эффективных коэффициентов диффузии от температуры сделана оценка эффективного времени и температуры отжига топливных частиц во время аварии. Полученные распределения эффективных значений температур (T) и времен (t) изотермического отжига выброшенных из реактора топливных частиц (медианное значение $T = 2400$ К и $t = 3,5$ с, соответственно) указывают на "взрывной" характер образования топливных частиц (размером >10 мкм) при быстром росте температуры отжига во время аварии. При неизотермических условиях для линейного и экспоненциального роста температуры получены близкие значения медианных максимальных температур отжига топливных частиц во время аварии ($T = 2630$ К и $T = 2640$ К соответственно) и несколько большие медианные времена отжига ($t = 17$ с и $t = 27$ с соответственно) [8, 9].

На основании данных о распределении топливных частиц и ядерного топлива в реакторе по глубине выгорания сделана попытка и показана возможность определения области их первоначального выброса из реактора во время взрыва на ЧАЭС [9].

Загрязнение территории радионуклидами топливной компоненты радиоактивных выпадений

Ближняя зона аварии (до 30 – 100 км) была загрязнена в основном топливной компонентой радиоактивных выпадений (топливными частицами) в виде четко выраженных следов: западного, северного и южного. Такие радионуклиды, как ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{99}Mo , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{154,155}\text{Eu}$, $^{237,239}\text{Np}$, $^{238-242}\text{Pu}$, $^{241,243}\text{Am}$, $^{242,244}\text{Cm}$, были выброшены из аварийного блока только в составе топливных частиц. Более 90 % утечки активности $^{89,90}\text{Sr}$ и $^{103,106}\text{Ru}$ также приходилось на топливные частицы. Все эти радионуклиды (радионуклиды топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений) выпали на почву в составе матрицы топливных частиц разной степени трансформации. Из-за невозможности использования дистанционных

методов измерения и большой трудоемкости работ до 1997 г. отсутствовали детальные карты загрязнения зоны отчуждения радионуклидами, входящими в состав топливной компоненты черновыльских радиоактивных выпадений. В связи с этим, для планирования реабилитационных мероприятий, в 1997 г. был проведен комплекс работ по уточнению загрязнения ближней зоны аварии на ЧАЭС [1, 5, 6, 15, 21]. В первую очередь работы были направлены на картирование 30-километровой зоны по ^{90}Sr и ТУЭ, что было связано с растворением топливных частиц и увеличением содержания мобильного радиостронция в почве. Это приводило к превалирующему загрязнению ^{90}Sr растительности, а также поверхностных и грунтовых вод в 30-километровой зоне ЧАЭС.

Началу работ по крупномасштабному пробоотбору почвы предшествовала большая методическая работа по оптимизации процесса пробоотбора и измерений образцов [13, 14]. Пробы почвы отбирались в 30-километровой зоне ЧАЭС по регулярной сетке с шагом около 1 км (на участках с большими градиентами плотности загрязнения расстояние между точками отбор проб составляло 0,1-0,5 км). Отбор проб почвы производился по единой методике на глубину 30 см методом “конверта” с шагом 2 – 5 м (5 уколов) с использованием цилиндрического пробоотборника диаметром 37 мм. В каждой точке измерялась мощность экспозиционной дозы и с помощью GPS определялись географические координаты. Учитывая большую площадь работ (около 2000 км²) и труднодоступность в настоящее время отдельных участков, отбор проб почвы проводился с помощью вертолетов. Измерения почвенных проб проводилось с использованием стандартных радиохимических методов. На основании измерений активности почвенных проб по $^{134,137}\text{Cs}$, ^{90}Sr , ^{154}Eu и ТУЭ (четыре параллельных образца в каждой точке) в среде Microsoft Access была создана база данных экспериментальной информации «Проба». Контроль вертикального распределения в почве наиболее мобильного радионуклида ^{90}Sr проводился с помощью послонного пробоотбора и специально разработанного каротажного бета-радиометра. Это обеспечило достаточность пробоотбора и показало, что и спустя 11 – 15 лет после аварии только в единичных точках на незадернованных песках с малым содержанием гумуса наблюдается значительная вертикальная миграция ^{90}Sr (фронт активности может достигать 1-2 м). На основании этого впервые были построены интегрированные карты плотности загрязнения 30-километровой зоны (рис. 1) в масштабе 1 : 200000 радионуклидами топливной компоненты радиоактивных выпадений (^{90}Sr , ^{154}Eu , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am).

Интегрирование поверхности загрязнения территории показало, что общее содержание радионуклидов в 30-сантиметровом почвенном слое 30-километровой зоны ЧАЭС на 1 января 2000 г. за пределами промышленной площадки (без учета мест захоронения радиоактивных отходов и пруда охладителя) составляет: $^{90}\text{Sr} - 7,7 \cdot 10^{14}$ Бк; $^{137}\text{Cs} - 2,8 \cdot 10^{15}$ Бк; $^{154}\text{Eu} - 1,4 \cdot 10^{13}$ Бк; $^{238}\text{Pu} - 7,2 \cdot 10^{12}$ Бк; $^{239+240}\text{Pu} - 1,5 \cdot 10^{13}$ Бк; $^{241}\text{Am} - 1,8 \cdot 10^{13}$ Бк [1, 5, 6, 15, 21]. Суммарный запас радионуклидов топливной компоненты радиоактивных выпадений в поверхностном слое почвы 30-километровой зоны Украины соответствует 0,4 – 0,5 % от работки этих радионуклидов в 4-м блоке ЧАЭС, что в три раза ниже общепринятых до этого величин, полученных еще в первые годы после аварии. Около 70 – 80 % запаса активности радионуклидов топливной компоненты черновыльских радиоактивных выпадений в 30-сантиметровом поверхностном слое почвы сосредоточены всего на 10 % центральной части территории 30-километровой зоны ЧАЭС. По мере удаления от ЧАЭС, несмотря на увеличение площади загрязненной территории, плотность загрязнения почвы и запас в ней ^{90}Sr и ТУЭ быстро уменьшается. Так, на 50 % территории 30-километровой зоны ЧАЭС, приходящейся на периферию зоны отчуждения с плотностью загрязнения $^{239+240}\text{Pu} < 1$ кБк/м², содержится всего около 3 % активности радионуклидов топливной компоненты радиоактивных выпадений. Это указывает на то, что основная часть радионуклидов топливной компоненты черновыльского выброса сосредоточена непосредственно на примыкающих к ЧАЭС территориях и за пределами 30-километровой зоны ее вклад в загрязнение местности является незначительным.

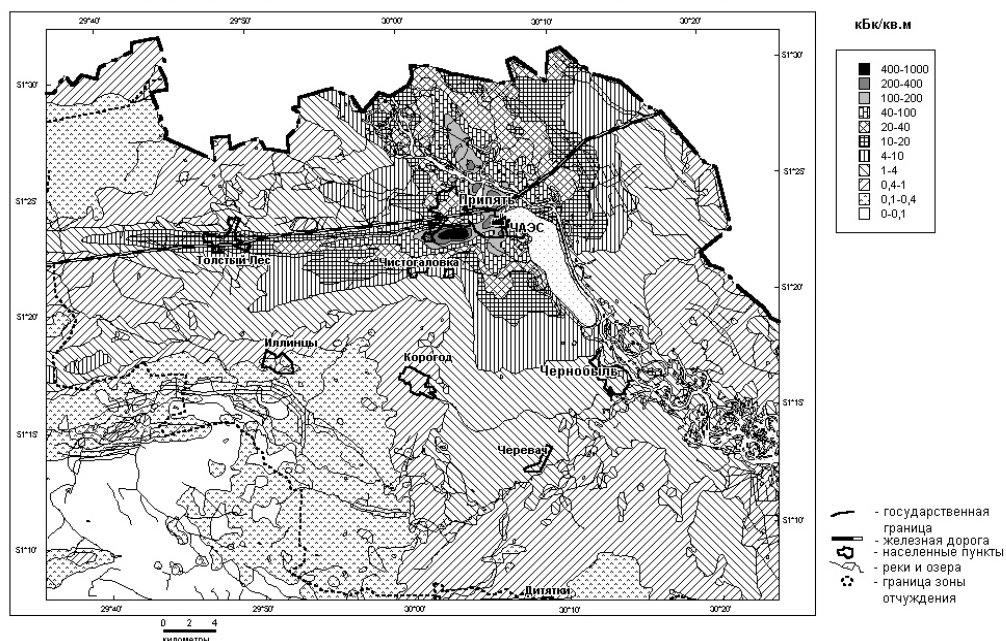


Рис. 1. Карта плотности загрязнения $^{239+240}\text{Pu}$ (кБк/м²) ближней зоны аварии на ЧАЭС на 2000 г.

Было также оценено содержание радионуклидов топливной компоненты выброса в других объектах 30-километровой зоны и за ее пределами (таблица).

Абсолютное и относительное распределение активности (запаса) радионуклидов топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений за пределами промплощадки ЧАЭС по состоянию на 2000 г.

Объект	Запас радионуклидов, Бк		Соотношение запаса радионуклидов к их наработке в реакторе, %	
	^{90}Sr	^{238}Pu	^{90}Sr	^{238}Pu
Почвы 30-километровой зоны ЧАЭС Украины	$7,7 \cdot 10^{14}$	$7,2 \cdot 10^{12}$	0,45	0,52
Донные отложения пруда-охладителя ЧАЭС	$2,4 \cdot 10^{13}$	$2,4 \cdot 10^{11}$	0,01	0,02
Вынос радионуклидов р. Припять за 14 лет	$1,2 \cdot 10^{14}$	-	0,07	-
Все пункты временной локализации радиоактивных отходов в 30-километровой зоне и пункт захоронения радиоактивных отходов «Буряковка»	$5,0 \cdot 10^{14}$	$4,5 \cdot 10^{12}$	0,30	0,33
Почвы зоны отчуждения Беларуси	$6,0 \cdot 10^{14}$	$3,0 \cdot 10^{12}$	0,36	0,22
Почвы за пределами 30-километровой зоны ЧАЭС	$5,4 \cdot 10^{14}$	$4,3 \cdot 10^{12}$	0,32	0,31
(в том числе Украина)	$1,3 \cdot 10^{14}$	$1,1 \cdot 10^{12}$	0,08	0,08
Конденсационная составляющая радиоактивных выпадений	$4,5 \cdot 10^{14}$	-	0,27	-
(в том числе Украина)	$8,4 \cdot 10^{13}$	-	0,05	-
Всего	$3,0 \cdot 10^{15}$	$2,0 \cdot 10^{13}$	1,8	1,4
(в том числе Украина)	$1,6 \cdot 10^{15}$	$1,3 \cdot 10^{13}$	0,96	0,97

Интегральный запас радионуклидов топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений за пределами промплощадки ЧАЭС по состоянию на 2000 г. составил (см. таблицу): ^{90}Sr – $3,0 \cdot 10^{15}$ Бк, ^{154}Eu – $3,8 \cdot 10^{13}$ Бк, ^{238}Pu – $2,0 \cdot 10^{13}$ Бк и $^{239+240}\text{Pu}$ – $4,3 \cdot 10^{13}$ Бк, что с

учетом радиоактивного распада соответствует 1,4 - 1,8 % (для Украины около 1 %) от наработки этих радионуклидов в реакторе [15]. На основании полученных данных уточнена величина относительного выброса радионуклидов в составе топливных частиц во время аварии на ЧАЭС за пределы промплощадки ЧАЭС. Она составила $1,5 \pm 0,5$ % от наработки радионуклидов в реакторе и в два раза ниже ранее приводимых оценок. Две трети радионуклидов в составе матрицы топливных частиц выпало на территории Украины.

Таким образом, существовавшие до этого оценки содержания радионуклидов топливной компоненты радиоактивных выпадений в почве и самого их выброса из реактора во время аварии были значительно завышены.

Для более корректного прогнозирования и оценки радиологической ситуации в ближней зоне аварии во всех почвенных пробах, отобранных при картировании зоны отчуждения по ^{90}Sr и ТУЭ, были определены основные агрохимические показатели. Около 70 % территории зоны отчуждения приходится на дерново-подзолистые почвы, 23 % - на слабо задернованные пески с низким содержанием гумуса, 4,5 % - на торфяные и около 2,5 % занимают луговые и серые лесные почвы. На основании экспериментально полученных агрохимических характеристик почв в точках пробоотбора с известной координатой привязкой в среде MapInfo 4.0 для каждого почвенного контура были оценены средние показатели, определяющие скорость растворения топливных частиц и переход радионуклидов в растения, а также построены соответствующие карты: $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, содержания обменного кальция, подвижного калия и т.д.

Кинетика растворения топливных частиц в почвах в естественных условиях и модельных средах

На основании измерений доли обменного чернобыльского ^{90}Sr и внесенного в почву в водорастворимой форме ^{85}Sr был разработан метод оценки степени растворения топливных частиц в почве и динамики перехода радионуклидов в мобильные формы в естественных условиях [10, 16, 19]. Полученные с помощью данного метода результаты хорошо согласуются с прямыми автордиографическими измерениями активности ^{90}Sr в составе топливных частиц и радиохимическим определением его содержания в почвенных образцах. С помощью бета-спектрометрических измерений почвенных образцов, отобранных на различных направлениях и удалении от ЧАЭС было установлено, что до настоящего времени до 20 % активности ^{90}Sr на узком западном следе и до 10 % в других направлениях не переходит в раствор даже при нагревании почвы в концентрированной азотной кислоте в течение нескольких часов в соответствии со стандартной радиохимической методикой вскрытия почвенных проб. По мере удаления от ЧАЭС доля активности ^{90}Sr , содержащаяся в химически сверхустойчивых частицах монотонно уменьшается (на удалении 10 – 15 км составляет всего единицы процентов от валовой активности). Данные топливные частицы не будут растворяться в естественных условиях в обозримом будущем.

Полученные данные показали более высокую химическую устойчивость топливных частиц в почве на узком западном следе радиоактивных выпадений, образовавшемся в результате первого выброса во время аварии на ЧАЭС, по сравнению с частицами, выброшенными в других направлениях и образовавшимися в результате окисления ядерного топлива. Это указывает на то, что топливные частицы (отдельные зерна, кристаллиты окиси урана) с медианным диаметром порядка 4 – 6 мкм и их конгломераты можно условно разбить на три типа по скорости их растворения в естественных условиях [10, 12, 19]:

химически сверхустойчивые частицы (предположительно U-Zr-O, образовавшиеся в результате высокотемпературного сплавления конструкционного циркония оболочек твэлов в UO_2 [17]). Эти частицы образовывались в первый момент аварии 26 апреля 1986 г. и преимущественно выпали на узком западном следе;

не окисленные химически устойчивые топливные частицы (UO_2) первого выброса (26 апреля 1986 г.), образовавшиеся в результате механического разрушения ядерного топ-

лива. Эти частицы выпали также преимущественно на узком западном следе. Утечка продуктов деления из данного типа частиц во время аварии была минимальной, о чем свидетельствует постоянство соотношения в них продуктов деления;

химически слабо устойчивые частицы (UO_{2+x}), образовавшиеся в результате окисления ядерного топлива в период 26 апреля – 5 мая 1986 г. Эти частицы преимущественно выпали на северном и южном топливном следе.

В реальных условиях в разных точках 30-километровой зоны ЧАЭС в первоначальных выпадениях мы имеем суперпозицию всех трех типов топливных частиц с различным их долевым вкладом в зависимости от направления и удаления от ЧАЭС. Разделение топливных частиц на три типа является условным, так как нет четких границ между разными типами частиц (степень окисления ядерного топлива и содержание в нем циркония (а также объемное распределение) могут изменяться в широком диапазоне). Анализ влияния физико-химических свойств почвы на растворение топливных частиц показывает, что скорость растворения однотипных частиц в наибольшей степени коррелирует с кислотностью водной вытяжки $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$. В наибольшей степени частицы сохранились в нейтральных почвах ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} > 6$) независимо от направления и расстояния от ЧАЭС. Так, даже на удалении на юг более 30 км в окультуренных нейтральных почвах ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ около 7), используемых в сельскохозяйственном производстве после аварии, в 1998 г. основная доля активности ^{90}Sr находилась в немобильной форме в составе топливных частиц (порядка 50–70 %). До настоящего времени в донных отложениях пруда-охладителя ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ около 7) более 90 % активности ^{90}Sr также содержится в составе топливных частиц, о чем свидетельствуют авторадиграфические и радиохимические анализы образцов [22]. В многочисленных пунктах временной локализации радиоактивных отходов менее половины активности радионуклидов перешла из матрицы топливных частиц в почву за все послеварийные годы [18, 20].

Экспериментально показано, что скорость растворения топливных частиц в естественных условиях определяется как свойствами самих частиц - степенью окисления матрицы, так и кислотностью среды. Это же подтвердили модельные эксперименты по изучению кинетики растворения частиц облученного чернобыльского топлива разной степени окисления в растворах с pH от 3 до 9 [1, 12]. Наименьшая скорость растворения топливных частиц наблюдалась в нейтральной среде. Неокисленные топливные частицы в нейтральной среде (pH около 7) практически не растворяются. Окисленные при температуре 670 К на воздухе топливные частицы в течение 1–21 ч имеют на порядок более высокие значения постоянных трансформации топливных частиц в растворах с $\text{pH} = 4\text{--}9$ по сравнению с не окисленными топливными частицами. Время окисления ядерного топлива в течение 1–21 ч не оказывает существенного влияния на скорость растворения топливных частиц. В результате проделанной работы были получены параметры растворения топливных частиц в зависимости от их генезиса и кислотности среды [1, 12]. Это позволило на основании данных о доле активности ^{90}Sr в составе топливных частиц спустя 9 – 17 лет после их нахождения в почве, кислотности среды, постоянных трансформации частиц разной степени окисления оценить долю UO_2 и UO_{2+x} частиц в первоначальных радиоактивных выпадениях в зависимости от направления выброса (рис. 2). Как и предполагалось, в среднем, на долю UO_2 частиц приходилось около 60 ± 30 % активности ^{90}Sr на узком западном следе, образовавшемся в результате первоначального выброса 26 апреля 1986 г. Северный, восточный и южный следы радиоактивных выпадений, сформировавшиеся позднее, представлены в основном UO_{2+x} частицами, образовавшимися в результате окисления ядерного топлива (на долю UO_2 частиц здесь приходилось только 19 ± 10 %, 23 ± 10 % и 21 ± 17 % активности ^{90}Sr соответственно).

В результате проделанной работы получены параметры растворения топливных частиц в зависимости от их генезиса и кислотности среды [10, 12, 16]. Как было показано раньше [10], процесс растворения топливных горячих частиц в почве удовлетворительно может быть описан уравнением кинетики первого порядка (без учета реального дисперсного состава топливных частиц)

$$dA(t)/dt = -(k+\lambda) \cdot A(t), \quad \Delta FP = A(t)/(A_0 \cdot \exp(-\lambda \cdot t)) = \exp(-k \cdot t),$$

где $A(t)$ и A_0 - активность UO_2 и UO_{2+x} частиц в момент времени t после выпадений и в начальный момент соответственно, с учетом радиоактивного распада ($Bк$); k и λ – постоянные трансформации топливных частиц и радиоактивного распада радионуклида ($год^{-1}$); t - продолжительность нахождения топливных частиц в почве после аварии, лет.

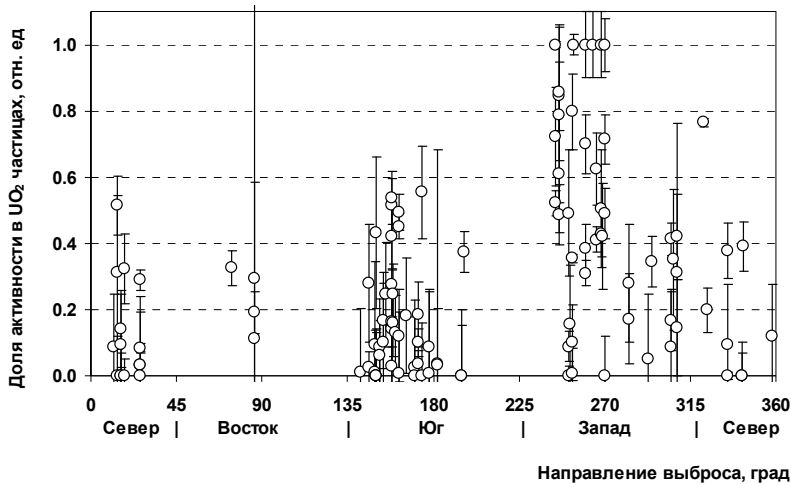


Рис. 2. Доля первоначальной активности ^{90}Sr в составе UO_2 частиц (по отношению к суммарной активности в UO_2 и UO_{2+x} частицах) в ближней зоне аварии в зависимости от направления выброса.

На основании экспериментальных данных доли активности в составе топливных частиц (ΔFP) были получены зависимости постоянных трансформации топливных частиц (k) от кислотности почвы pH_{H_2O} :

для западного следа черномыльских радиоактивных выпадений

$$k = 0,6 \cdot 10^{(-0,15 \cdot pH)} \text{ at } pH_{H_2O} < 7,0,$$

$$k = 0,05 \text{ at } 7,5 > pH_{H_2O} > 7,0;$$

для всей ближней зоны аварии за пределами западного следа

$$k = 40 \cdot 10^{(-0,45 \cdot pH)} \text{ at } pH_{H_2O} < 6,5,$$

$$k = 0,05 \text{ at } 7,5 > pH_{H_2O} > 6,5.$$

Период полурасстворения топливных частиц с увеличением кислотности почвы (pH_{H_2O} с 7 до 4) изменяется с 14 до 1 года. Описание с помощью полученных нами параметров динамики перехода ^{90}Sr из матрицы топливных частиц в почву [1, 16, 19] хорошо согласуется с литературными данными (рис. 3) о формах его нахождения в почве на топливных следах черномыльского выброса в различное время после аварии.

Полученные зависимости постоянных трансформации черномыльских топливных частиц разного генезиса от кислотности почв позволили спрогнозировать переход радионуклидов из матрицы топливных частиц в почвенный раствор и вовлечение в процессы миграции, а также корневого поступления в растения. В различных местах 30-километровой зоны скорость растворения топливных частиц в почве будет разной и это надо учитывать при оценке и прогнозе радиологической ситуации (см. рис. 3.). Так, на 16 % территории 30-километровой зоны период полурасстворения топливных частиц превышает 10 лет; на 15 % территории составляет 7 – 10 лет; на 25 % – 4,6 – 7 лет; на 20 % – 3,5 – 4,6 лет и на 24 % территории - меньше 2 лет. На основе полученной оцифрованной карты постоянных трансформации

топливных частиц (рис. 4) была сделана пространственная оценка перехода радионуклидов из матрицы топливных частиц в почву в естественных условиях через 5, 10, 15, 20 и 30 лет после аварии. Высокие скорости растворения топливных частиц на большей площади 30-километровой зоны связаны с достаточно высокой кислотностью почв, так как эти земли после аварии были выведены из сельскохозяйственного производства, и длительное время на них не проводилось известкование.

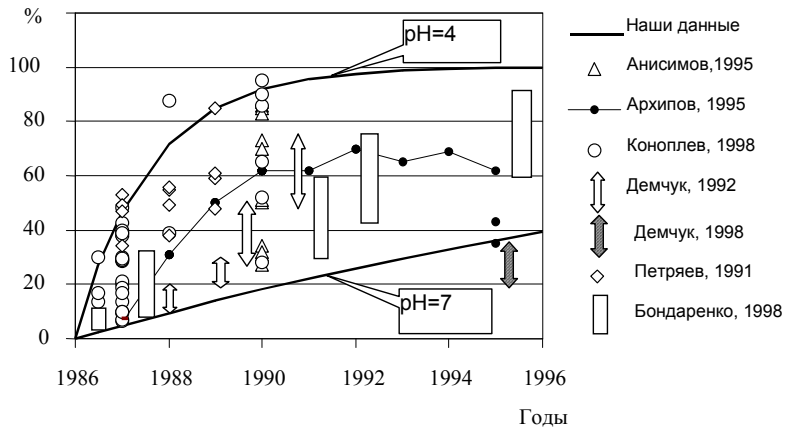


Рис. 3. Относительная динамика выщелачивания ⁹⁰Sr из топливных частиц в почву, полученная в наших исследованиях (1-ΔFP) = 1-exp(-kt) [16] и литературные данные.

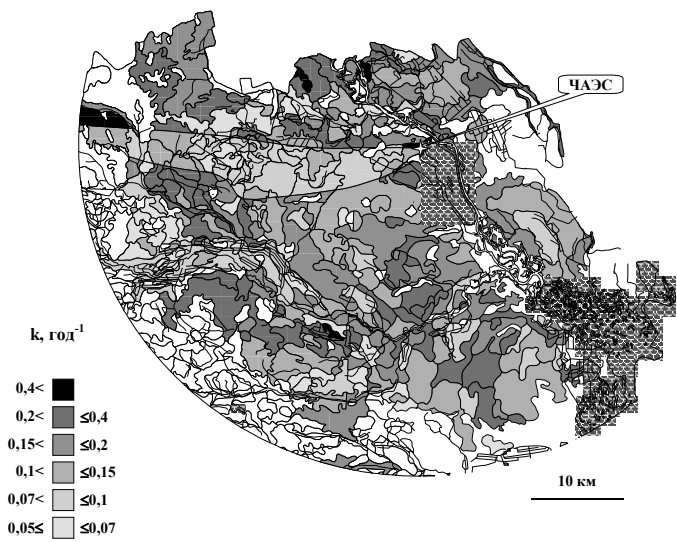


Рис. 4. Карта-схема постоянной трансформации топливных частиц (k, год⁻¹) в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС.

Динамика загрязнения растительности на топливных следах радиоактивных выпадений

Экспериментальные измерения вертикального распределения активности радионуклидов и их форм нахождения в почвах спустя 9–15 лет после аварии показали очень низкую скорость вертикального переноса топливных частиц для контрастных почвенных условий

ближней зоны аварии. На ненарушенных землях практически все топливные частицы независимо от типа почвы и водного режима содержались в верхнем 4-сантиметровом слое почвы. Скорость миграции радионуклидов непосредственно в составе матрицы топливных частиц соизмерима или значительно ниже скорости миграции ^{137}Cs , и тем более ^{90}Sr , на конденсационных следах радиоактивных выпадений. Все это указывает на то, что топливные частицы заглубляются в почву, видимо, в основном за счет механического перемешивания верхнего слоя грунта. Следовательно, на топливных следах радиоактивных выпадений будет наблюдаться замедление вертикальной миграции радионуклидов в почве, по сравнению с конденсационными выпадениями, за счет локализации радионуклидов в матрице топливных частиц. Наиболее сильно это будет проявляться для ^{90}Sr , как наиболее подвижного радионуклида, в нейтральных дерново-подзолистых почвах с низким содержанием гумуса ($< 1\%$) и слабогумусированных песках. Если на конденсационных следах эффективный период полураспада от ^{90}Sr пахотного слоя слабогумусированных песков и дерново-подзолистой песчаной почвы с низким содержанием гумуса составляет 2–5 лет, то для топливных частиц в нейтральных почвах ($\text{pH} = 6\text{--}7$) он лимитирован постоянной трансформацией топливных частиц и составит 7–10 лет и 9–12 лет соответственно.

Топливные частицы являются своеобразной линией задержки вовлечения радионуклидов в процессы миграции в почве и перехода в корневую систему растений. Это приводит как к принципиально иным уровням, так и к иной динамике содержания радионуклидов в биологически доступной форме в корнеобитаемом слое почвы и в растительности по сравнению с конденсационными выпадениями (рис. 5) [5, 10, 16].

Динамика загрязнения ^{90}Sr растительности в первую очередь определяется кинетикой растворения топливных частиц и обусловленным этим изменением содержания мобильного радиостронция в корнеобитаемом слое почвы. В зависимости от скорости растворения топливных частиц корневое загрязнение ^{90}Sr растительности в первые годы растет и достигает максимума только на 2–20-й год. Наиболее поздно достигает максимума загрязнение растительности ^{90}Sr на нейтральных почвах (через 20–25 лет), при этом уровень загрязнения приблизительно в 2,5 раза ниже по сравнению с максимальным уровнем на конденсационных следах выпадений (в первые годы после выпадений различия достигают 10 раз). На дерново-подзолистых песчаных почвах с низким содержанием гумуса и негумусированных песках на топливных следах радиоактивных выпадений максимум корневого загрязнения растительности приходится на 3–10-й год. После достижения максимума загрязнение растительности на нейтральных почвах будет уменьшаться более медленно за счет постоянной подпитки из топливных частиц по сравнению с конденсационными выпадениями ^{90}Sr и при этом значительно превышать его.

Учитывая динамику растворения топливных частиц в почве, можно сделать вывод, что радиологическая ситуация на топливных следах радиоактивных выпадений в настоящее время стабилизировалась. В составе матрицы топливных частиц (в малодоступной форме) находится менее 50 % активности радионуклидов от их общего запаса в почве. Учитывая радиоактивный распад ^{90}Sr , можно утверждать, что увеличение его абсолютного содержания в мобильной форме в нейтральных почвах будет наблюдаться в течение еще 10–20 лет, однако его максимальное содержание не превысит более чем на 20 % существующий в настоящее время уровень. Для кислых же почв содержание ^{90}Sr в мобильном состоянии уже достигло своего максимума и со временем, как и обусловленное этим загрязнение растительности, будет уменьшаться.

Для конденсационной формы выпадений ^{137}Cs наблюдается резкое уменьшение со временем корневого загрязнения растительности. Для топливной же его составляющей в течение первых лет возможно как уменьшение, так и увеличение загрязнения растительности в зависимости от скорости растворения топливных частиц и доли конденсационного ^{137}Cs . На небольших расстояниях от ЧАЭС, где доля выпавшего в конденсационной форме радиоцезия минимальна, корневое загрязнение ^{137}Cs растительности увеличивалось в течение первых 2–

6 лет после аварии. Спустя 10 лет после аварии корневое загрязнение растительности ^{137}Cs на пахотных угодьях будет уменьшаться и слабо отличаться для топливной и конденсационной формы радиоактивных выпадений.

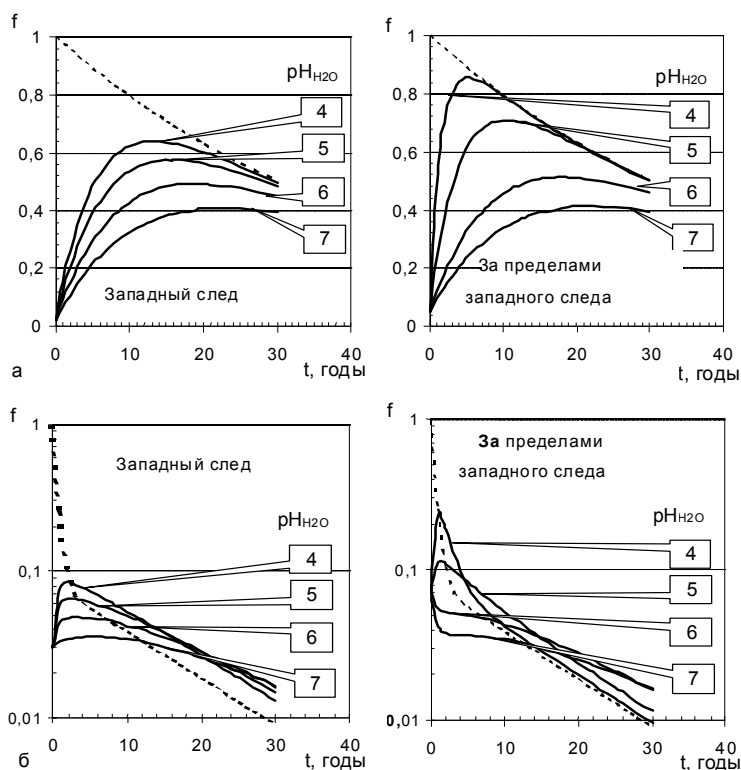


Рис. 5. Относительная динамика корневое загрязнения ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) растительности (f) на конденсационных (пунктирная линия) и топливных (сплошная линия) следах радиоактивных выпадений с низкой скоростью миграции радионуклидов из пахотного слоя.

На топливных следах радиоактивных выпадений вынос радионуклидов растительностью и обусловленные этим дозовые нагрузки за счет потребления сельскохозяйственной продукции будут ниже по сравнению с конденсационными следами радиоактивных выпадений. На конденсационных следах радиоактивных выпадений менее чем за четыре первых года в растительность переходит около 50 % активности от общего возможного выноса ^{137}Cs (за 10 лет 70 % и за 30 лет около 90 %). На топливных же следах радиоактивных выпадений относительный вынос растительностью ^{137}Cs и ^{90}Sr из нейтральных почв составляет только ~25 и 55 % и ~5 и 23 % за первые 10 и 30 лет соответственно. Интегральный вынос растительностью ^{90}Sr на топливных следах радиоактивных выпадений с минимальной скоростью растворения топливных частиц будет до 2,5 раз ниже по сравнению с конденсационными следами.

Для определения распределения всасывающей способности корневой системы растений в зоне отчуждения на трех экспериментальных площадках с разными почвенными условиями и растительностью на фоне черномыльских радионуклидов на разную глубину были инжестированы ^{134}Cs и ^{85}Sr . На основании данных о загрязнении радионуклидами растительности были рассчитаны коэффициенты перехода ^{85}Sr и ^{134}Cs с различной глубины, а также черномыльского ^{90}Sr , ^{137}Cs и обменного кальция из почвы в разные виды растений на экспе-

риментальных площадках. В разных почвенных условиях для различных растений функция выноса радионуклидов корневой системой растений и эффективная толщина корнеобитаемого слоя почвы может сильно отличаться. Максимум выноса радионуклидов корневой системой растений может быть как из поверхностного слоя почвы, так и на некоторой глубине. Поэтому вертикальная миграция в почве радиостронция в мобильной форме даже на конденсационных следах радиоактивных выпадений может приводить как к уменьшению, так и к увеличению загрязнения растительности во времени.

С помощью разработанной в УНИИСХР модифицированной конвективно-диффузионной модели MATPASS и полученных параметров распределения всасывающей способности корневой системы растений была рассчитана динамика загрязнения луговой растительности радиостронцием на топливных и конденсационных следах радиоактивных выпадений.

На основании полученных данных о плотности загрязнения радионуклидами территории 30-километровой зоны, постоянных трансформации топливных частиц в почвах, основных агрохимических показателей почв ближней зоны и установленных закономерностей перехода радионуклидов в растительность сделана оценка возможности сельскохозяйственного использования зоны отчуждения. Лимитирующим фактором при рассмотрении различных сценариев использования 30-километровой зоны является загрязнение продукции ^{90}Sr , а не ^{137}Cs , или внешнее облучение персонала. Оценки загрязнения лугопастбищной растительности на 10-й и 20-й год после аварии практически не отличаются, что связано с компенсацией уменьшения содержания ^{90}Sr за счет его радиоактивного распада подпиткой из топливных частиц. В настоящее время и в обозримом будущем могут использоваться только отдельные участки периферии юго-западной части 30-километровой зоны. Здесь может выпасаться молодняк крупного рогатого скота. Однако эти луга не покрывают сплошной территории, оторваны друг от друга, и с учетом социального аспекта их использование вряд ли целесообразно в настоящее время.

Другим вариантом возможного использования территории зоны отчуждения является заготовка древесины. Проведенная оценка показала, что за пределами наиболее загрязненной 10-километровой зоны ЧАЭС загрязнение древесины ^{90}Sr и, тем более, ^{137}Cs будет соответствовать существующим нормативам.

Полученные данные о плотности загрязнения ближней зоны аварии на ЧАЭС радионуклидами, выпавшими в составе топливных частиц, пространственном распределении постоянных трансформации топливных частиц и основных агрохимических характеристик почв, наряду со знанием основных закономерностей миграции радионуклидов, являются базой для оценки и прогнозирования изменения радиологической ситуации в 30-километровой зоне. Наряду с разработанными подходами по радиологической и экономической оптимизации контрмер они необходимы при рассмотрении возможности реабилитации зоны отчуждения и обязательного отселения.

В связи с растворением топливных частиц и переходом ^{90}Sr в мобильные формы в районах, примыкающих к зоне отчуждения, наблюдалось увеличение загрязнения ^{90}Sr сельскохозяйственной продукции. С введением в Украине в 1997 и 2006 г. новых допустимых уровней (ДУ-97, 2006) загрязнения ^{90}Sr продуктов питания (для хлебопродуктов – 5 Бк/кг, для пищевого зерна, овощей, мяса и молока – 20 Бк/кг) вновь возникла острая необходимость в сертификации сельскохозяйственной продукции, так как малые уровни загрязнения ^{90}Sr растительности в первые годы после аварии, обусловленные топливной компонентой радиоактивных выпадений, привели к ослаблению или полному прекращению подобного контроля. Исследования загрязнения ^{90}Sr сельскохозяйственной продукции в 1997–2009 гг. в наиболее критических районах Киевской, Черниговской и Житомирской областей Украины, примыкающих к зоне отчуждения, показали, что для молока и овощей не наблюдается превышения ДУ-97, 2006. Наиболее критическими с точки зрения содержания ^{90}Sr в настоящее время являются зерновые культуры в случае их использования непосредственно для производства

хлебопродуктов [23]. В 2009 г. удельная активность ^{90}Sr в зерне в 3-й зоне Иванковского района составляла 20 – 70 Бк/кг.

Вторичный переноса радионуклидов и ингаляционная опасность поступления топливных частиц в организм человека

Экспериментально установлено, что уже спустя два года после аварии не наблюдалось значимых различий во вторичном ветровом переносе радионуклидов, выпавших в составе топливных частиц и конденсационной форме, что обусловлено прочной фиксацией топливных частиц частицами почвы [24]. При нормальных метеоусловиях ветровой перенос радионуклидов даже при проведении сельскохозяйственных работ спустя несколько лет после аварии составляет десятые-сотые доли процента в год от запаса радионуклидов на единице площади и не может оказывать сколь-нибудь значимого влияния на вторичное радиоактивное загрязнение территории и дезактивированных населенных пунктов. Ветровой подъем усиливается при выполнении агротехнических мероприятий, особенно при культивации почвы, однако насыщение потока происходит на расстоянии 50 - 100 м от края поля. При лесных пожарах на загрязненных территориях концентрация радионуклидов в приземном слое воздуха может возрастать до 10^3 раз (с максимумом на удалении в несколько километров от очага огня), однако это не приводит к значительному перераспределению активности и увеличению радиологической опасности за пределами 30-километровой зоны ЧАЭС [25, 30, 31].

Для корректной оценки дозовых нагрузок при ингаляционном поступлении топливных частиц в организм человека необходимо знание их дисперсного состава и класса растворимости. В модельных экспериментах с имитатором легочной жидкости показано, что радиоактивные черномыльские аэрозоли на топливных следах радиоактивных выпадений могут быть классифицированы как нерастворимые при рассмотрении их ингаляционного поступления в дыхательную систему человека [26], поскольку доля компоненты, имеющей период полураспада более 100 сут, составляет для различных радионуклидов 83,3 – 99,4 %.

Для различных видов тракторов и комбайнов, а также широкого набора агротехнических работ была измерена концентрация и дисперсный состав радиоактивных аэрозолей непосредственно на рабочих местах механизаторов, являющихся критической группой населения [27, 28]. Показано, что даже для этой критической группы населения на территориях, загрязненных в результате Чернобыльской аварии топливными частицами, эффективные дозы от ингаляции радионуклидов (^{137}Cs , $^{238-240}\text{Pu}$, ^{241}Am) как минимум на порядок величины ниже дозовых нагрузок, обусловленных внешним облучением от ^{137}Cs в течение года.

Поведение радионуклидов в составе топливных частиц в организме сельскохозяйственных животных

Значимость перорального пути поступления радиоактивных частиц в организм сельскохозяйственных животных представляется весьма высокой при выпасе скота на открытых пастбищах после аэрозольного загрязнения растительности частицами в результате радиационных аварий и вследствие вторичного их подъема. В острый период Чернобыльской аварии осевшие на подстилающую поверхность топливные частицы попадали в организм выпасавшихся сельскохозяйственных животных вместе с кормом, дерниной и заглатываемой почвой. С целью изучения поведения топливных частиц при их пероральном поступлении в организм крупного рогатого скота был проведен эксперимент по разовой заправке коров модельными топливными частицами, сходными по характеристикам с образовавшимися в результате аварии на ЧАЭС [29].

Установлено, что всасывание в кровь и выведение из организма ^{90}Sr и ^{137}Cs при поступлении в организм животных в составе топливных частиц принципиально отличаются от поведения при поступлении радионуклидов в растворимой форме. Коэффициент всасывания ^{137}Cs в организм крупного рогатого скота из топливных частиц (0,8 – 1,4 %) значительно ни-

же по сравнению с его растворимой формой (50 – 75 %). Пик концентрации ^{137}Cs в молоке наблюдается через 44 – 68 ч после поступления топливных частиц в организм крупного рогатого скота. После этого содержание радионуклида уменьшается по экспоненте с периодом полууменьшения 58 – 69 ч. Всего за 9 сут после поступления топливных частиц с молоком выводилось 0,11 – 0,17 % ^{137}Cs от введенного в организм количества, что на два порядка величины меньше по сравнению с растворимой формой ^{137}Cs . Динамика прохождения топливных частиц в ЖКТ совпадает с поведением корма. Крупные топливные частицы размером более 50 мкм могут длительное время прочно фиксироваться на стенках ЖКТ, приводя к локальному переоблучению тканей.

Заключение

В статье обобщены основные результаты работы по изучению свойств и поведения чернобыльских горячих частиц в окружающей среде, а также рассмотрен весь комплекс главных факторов, определяющих радиологическую обстановку: загрязнение территории топливными частицами, их растворение и переход радионуклидов в мобильные формы, миграция в почве и загрязнение растительности, вторичный ветровой перенос, поступление в организм человека и сельскохозяйственных животных.

Каждая ядерная авария сама по себе уникальна по природе выброса и осаждения радиоактивных веществ, но несмотря на это полученные из опыта Чернобыльской аварии результаты могут быть использованы для оценки и прогноза радиэкологической обстановки в случае гипотетических ядерных аварий с выбросом частиц облученного ядерного топлива. Выявленные закономерности поведения топливных частиц в окружающей среде и оценка загрязнения ими ближней зоны Чернобыльской аварии являются основой для долгосрочного прогнозирования изменения радиологической обстановки в зоне отчуждения и рассмотрения возможности ее реабилитации.

Результаты проведенных исследований, базирующиеся на системном и комплексном подходе к решаемой проблеме, позволили сделать ряд выводов, которые необходимы для определения радиологической значимости топливной компоненты радиоактивных выпадений. Знание физико-химических форм радиоактивных выпадений в случае радиационных аварий является крайне необходимым для правильной оценки тяжести сложившейся радиологической ситуации, прогнозирования ее долгосрочного изменения в будущем, а также принятия адекватных решений и контрмер.

По результатам работы в ближней зоне аварии на ЧАЭС для широкого круга специалистов, интересующихся проблемами последствий Чернобыльской катастрофы, был создан компакт-диск «Загрязнение 30-километровой зоны». Диск содержит (русская и английская версии): комплект карт радиоактивного загрязнения территории и свойств почвы (растровые изображения (*.jpg) и тематические слои в MapInfo (*.wor)); базы данных экспериментальной информации радиоактивного загрязнения территории «Проба» и ядерно-физических характеристик «горячих частиц» (*.mdb); основные публикации УкрНИИСХР(*.pdf), запасы радионуклидов в 30-километровой зоне ЧАЭС и т.д. Просмотр компакт-диска осуществляется Microsoft Internet Explorer версии 4.0 и выше.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Kashparov V.A.* Hot Particles at Chernobyl // *Environ. Sci. and Pollut. Res.* – 2003. – Vol. 10. – Special Issue № 1. – P. 21–30.
2. *Kuriny V.D., Ivanov Yu.A., Kashparov V.A. et al.* Particle Associated Chernobyl Fall-Out in the Local and Intermediate Zones // *Annals of Nuclear Energy.* – 1993. – Vol. 20 (6). – P. 415–420.
3. *Salbu B., Krekling T., Oughton D.H. et al.* Hot Particles in Accidental Releases From Chernobyl and Windscale Nuclear Installations // *Analyst.* – 1994. – Vol. 119 (1). – P. 125–130.
4. *Baryakhtar V.G.* Chernobyl Catastrophe. – Kyiv: Export Publishing House, 1997. – 572 p.

5. *Кашпаров В.О.* Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний період // Чорнобиль. Зона відчуження: Зб. наук. праць НАН України. – К.: Наук. думка, 2001. – С. 11–46.
6. *Kashparov V.A., Lundin S.M., Khomutinin Yu.V. et al.* Soil contamination with ^{90}Sr in the near zone of the Chernobyl accident // *J. Environm. Radioact.* – 2001. – Vol. 56 (3). – P. 285–298.
7. *Pollanen R., Valkama I., Toivonen H.* Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident // *Atmospheric Environment.* – 1997. – Vol. 31 (21). – P. 3575–3590.
8. *Кашпаров В.А., Иванов Ю.А., Хомутинин Ю.В., Пазухин Э.М.* Оценка эффективной температуры и времени отжига топливных частиц, выброшенных из Чернобыльского реактора во время аварии // *Радиохимия.* – 1996. – Т. 38 (1). – С. 91–95.
9. *Кашпаров В.А., Иванов Ю.А., Процак В.П. и др.* Оценка максимальной температуры и времени отжига топливных частиц во время аварии на ЧАЭС. *Радиохимия.* – 1997. – Т. 39 (1). – С. 66–70.
10. *Kashparov V.A., Oughton D.H., Zvarich S.I. et al.* Kinetics of fuel particle weathering and ^{90}Sr mobility in the Chernobyl 30-km exclusion zone // *Health Phys.* – 1999. – Vol. 76 (3). – P. 251–259.
11. *Kashparov V.A., Ivanov Yu.A., Zvarich S.I. et al.* Formation of Hot Particles During the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident // *Nuclear Technology.* – 1996. – Vol. 114 (1). – P. 246–253.
12. *Kashparov V.A., Protsak V.P., Ahamdach N. et al.* Dissolution kinetics of particles of irradiated Chernobyl nuclear fuel: influence of pH and oxidation state on the release of radionuclides in contaminated soil of Chernobyl // *J. Nucl. Materials.* – 2000. – Vol. 279. – P. 225–233.
13. *Kashparov V.A., Yoschenko V.I., Levchuk S.E. et al.* Application of the method of repeated mixing to non-uniformly contaminated bulky samples // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 2000. – Vol. 246 (1). – P. 165.
14. *Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И.* Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге. – К.: ВІПОЛ, 2001. – 160 с.
15. *Kashparov V.A., Lundin S.M., Zvarich S.I. et al.* Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout // *Sci. Total Environ.* – 2003. – Vol. 317. Is. 1-3. – P. 105–119.
16. *Кашпаров В.А., Зварич С.И., Процак В.П., Журба М.А.* Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц. II. Растворение топливных частиц в почве в естественных условиях // *Радиохимия.* – 2000. – Т. 42 (6). – С. 542–549.
17. *Ahamdach N.* The Chernobyl pilot site project: Isolation and microscopic characterisation of fuel particles // *Radioprotection-Colloques.* – 2002. – Vol. 37. – P. 1055–1060.
18. *Bugai D., Kashparov V., Dewière L. et al.* Characterization of subsurface geometry and radioactivity distribution in the trench containing Chernobyl clean-up wastes // *Environ. Geol.* – 2005. – Vol. 47. – P. 869–881.
19. *Kashparov V.A., Ahamdach N., Zvarich S.I. et al.* Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions // *J. Environ. Radioact.* – 2004. – Vol. 72. Is. 3. – P. 335–353.
20. *Dewière L., Bugai D., Grenier C. et al.* ^{90}Sr migration to the geo-sphere from a waste burial in the Chernobyl exclusion zone // *J. Environ. Radioact.* – 2004. – Vol. 74. Is. 1-3. – P. 139–150.
21. *Кашпаров В.А., Лундин С.М., Зварич С.И. и др.* Загрязнение территории радионуклидами топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений // *Радиохимия.* – 2003. – Т. 45 (2). – С. 173–183.
22. *Кашпаров В.О., Хомутинин Ю.В., Глуховський О.С. та ін.* Оцінка небезпечності вторинного вітрового переносу радіоактивних аерозолів після часткового осушення водойми-охолоджувача ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення. – К.: Чорнобильінтерінформ. – Травень 2003. – № 1 (21). – С. 67–74.
23. *Кашпаров В.А., Лундин С.М., Левчук С.Е. и др.* Комплексний моніторинг забруднення сільськогосподарської продукції ^{90}Sr // Вісник аграрної науки. Спеціальний випуск. – Квітень 2001. – С. 38–43.
24. *Kashparov V.A., Protsak V.P., Ivanov Yu.A., Nicholson K.W.* Resuspension of Radionuclides and Contamination of Village Areas Around Chernobyl // *J. Aerosol Science.* – 1994. – Vol. 25 (5). – P. 755–761.
25. *Kashparov V.A., Lundin S.M., Kadygrib A.M. et al.* Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters // *J. Environ. Radioact.* – 2000. – Vol. 51. – P. 281–298.

26. *Кашпаров В.А., Йоценко В.И., Зварич С.И. и др.* Оценка класса растворимости чернобыльских радиоактивных аэрозолей при ингаляции // *Радиохимия*. – 1997. – Т. 39 (1). – С. 77–79.
27. *Kashparov V.A., Protsak V.P., Yoschenko V.I., Watterson J.D.* Inhalation of Radionuclides During Agricultural Work in Areas Contaminated as a Result of the Chernobyl Reactor Accident // *J. Aerosol Science*. – 1994. – Vol. 25 (5). – P. 761–767.
28. *Кашпаров В.А.* Вторичный ветровой перенос радионуклидов и их ингаляционное поступление в организм человека при проведении сельскохозяйственных работ // *Гигиена населенных мест*. – 2000. – Т. 36 (1). – С. 124–135.
29. *Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Йоценко В.И.* Поведение топливных частиц в организме коров при их пероральном поступлении // *Радиационная биология. Радиоэкология*. – 1997. – Т. 37, № 5. – С. 804–811.
30. *Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Protsak V.P. et al.* Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments // *J. Environ. Radioact.* – 2006. – Vol. 86 (2). – P. 143–163.
31. *Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Levchuk S.E. et al.* Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process // *J. Environ. Radioact.* – 2006. – Vol. 87 (3). – P. 260–278.

РАДІОЛОГІЧНА ЗНАЧИМІСТЬ ПАЛИВНОЇ КОМПОНЕНТИ ЧОРНОБІЛЬСЬКИХ РАДІОАКТИВНИХ ВИПАДІНЬ

В. О. Кашпаров

Робота присвячена оцінці радіоекологічної значимості паливної компоненти чорнобильських радіоактивних випадів. Вивчено фізико-хімічні властивості чорнобильських гарячих частинок (радіонуклідів і дисперсний склад, глибина вигорання ядерного палива і фракціонування радіонуклідів, склад матриці частинок тощо), включаючи паливні частинки (ПЧ), які є специфічною формою чорнобильських радіоактивних випадів. Зроблено спробу реконструкції умов утворення паливних частинок під час аварії і показано, що окислення ядерного палива було одним із основних механізмів утворення ПЧ. На основі репрезентативного пробовідбору ґрунтових зразків уперше побудовано карти забруднення ближньої зони аварії в масштабі 1 : 200000 радіонуклідами, що випали в складі паливних частинок. Уточнено загальний вміст радіонуклідів у 30-сантиметровому ґрунтовому шарі 30-кілометрової зони ЧАЕС. Оцінено величину відносного викиду радіонуклідів у складі паливних частинок під час аварії за межі промплощадки ЧАЕС, що становила $1,5 \pm 0,5$ % від напрацювання радіонуклідів у реакторі, що у два рази менше від оцінок, які приводились раніш. Вивчено кінетику й отримано залежності швидкості розчинення паливних частинок як у природних умовах, так і в модельних середовищах. Зроблено прогноз динаміки забруднення рослинності на паливних слідах радіоактивних випадів. Розглянуто ресуспензію радіонуклідів у природних умовах, при техногенній дії на ґрунт і лісових пожежах, а також інгаляційну небезпеку надходження ПЧ в організм людини. Отримано параметри метаболізму радіонуклідів у складі ПЧ в організмах сільськогосподарських тварин.

Ключові слова: гарячі частинки, паливні частинки, ядерне паливо, Чорнобильська аварія, радіонукліди, навколишнє середовище, радіоактивне забруднення.

RADIOECOLOGICAL SIGNIFICANCE OF A FUEL COMPONENT OF CHERNOBYL RADIOACTIVE FALLOUT

V. A. Kashparov

Radioecological significance of a fuel component of Chernobyl radioactive fallout was evaluated. Physical-and-chemical properties of Chernobyl hot particles (radionuclide and dispersal composition, nuclear fuel burn-up and radionuclides fractionation, composition of particle matrix etc.) including the fuel particles as a specific form of Chernobyl radioactive fallout were studied. Attempt to reconstruct the conditions of the fuel particles (FP) formation during the accident was done. Maps of the near zone of Chernobyl accident contamination with radionuclides contained in deposited fuel particles were built. It was established that the total content of radionuclides in upper 30-cm soil layer of the 30-km Chernobyl zone. Estimated value of a relative release outside the ChNPP industrial site of the radionuclides in the fuel particles during the accident

is $1,5 \pm 0,5$ % of their inventory in the reactor, which is twice lower than the previous assessments. Kinetics of the fuel particles dissolution both in natural and model conditions were studied and the dissolution rates were obtained. Prognosis of the plants contamination dynamics along the fuel traces of radioactive fallout was done. Problems of the secondary radionuclides transfer in natural conditions, due to technogenic action to soil and forest fires, as well as a significance of the FP inhalation intake into human body are considered. Parameters of metabolism of FP-associated radionuclides in agricultural animals organism were obtained.

Keywords: hot particles, fuel particles, nuclear fuel, radioactive fallout, Chernobyl accident, radionuclide, environment, radioactive contamination.

АНАЛИЗ ФАКТОРОВ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИХ ДОЛГОВРЕМЕННУЮ ДИНАМИКУ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

Ю. А. Иванов

*Международная радиоэкологическая лаборатория,
ГНИО "Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам
и радиоэкологии", Славутич*

Проанализированы основные факторы, определяющие долговременную динамику миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове территории зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения. Рассмотрены процессы формирования пула мобильных форм радионуклидов в почвах на разных следах выпадений, динамика вертикального переноса радионуклидов в профиле почвы, динамика поступления радионуклидов в растения. Сделаны количественные оценки динамики указанных процессов.

Ключевые слова: радионуклиды, миграция, долговременная динамика, чернобыльская зона отчуждения.

Введение

Долговременная динамика включения искусственных радионуклидов в звенья биогеохимических цепей миграции в наземных экосистемах определяется совокупностью факторов, в том числе спецификой свойств миграционной среды (компоненты природных и полуприродных экосистем) и характеристиками мигрантов, т.е. физико-химическими свойствами радионуклидов как радиоизотопов конкретных химических элементов и особенностями исходных физико-химических форм радиоактивных выпадений [1].

Специфической особенностью поставарийной ситуации, сложившейся на загрязненных вследствие Чернобыльской катастрофы территориях, является высокая степень гетерогенности *мигрантов* (радиоактивных веществ, выброшенных из аварийного блока) по радионуклидному составу и физико-химическим формам, *миграционной среды и пространственного распределения* радионуклидов на загрязненной территории [2].

Уникальность территории зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения (ЗОиЗБ(О)О), где сосредоточена преимущественная часть радионуклидов чернобыльского выброса определяется практически полным отсутствием антропогенной деятельности на большей части ее территории. Чернобыльская катастрофа вызвала образование в наиболее густонаселенной части Украины около 2,6 тыс. км² территорий без населения. Последнее является одной из главных предпосылок изучения естественных процессов самовосстановления экосистем после техногенного вмешательства [3]. Кроме того, ЗОиЗБ(О)О является, с одной стороны, источником пролонгированного распространения радиоактивного загрязнения за ее границы; с другой стороны, компоненты наземных и водных экосистем зоны представляют собой мощный биогеохимический барьер на пути распространения радионуклидов за границы зоны [4].

Динамика переноса радионуклидов в звене «почва – растение» (первом и определяющем звене цепей миграции в наземных экосистемах) в целом определяется динамикой трех групп процессов:

- выносом радионуклидов из корнеобитаемого слоя;
- мобилизацией-иммобилизацией радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы;
- физическим распадом радионуклидов.

Интенсивность двух первых процессов зависит, в первую очередь, от исходных физико-химических форм выпадений, динамики их трансформации в почве и характеристик почвенного покрова. Некоторые оценки динамики указанных процессов и их значимости в формировании радиоэкологической обстановки приводятся в представленной статье.

Динамика мобильных форм радионуклидов в почвах

Загрязнение территории радионуклидами, представленными различными физико-химическими формами выпадений выброса ЧАЭС (топливная и конденсационная компоненты [5]), предопределяет ряд особенностей поведения радионуклидов в почвенно-растительном покрове [2, 5]. В первую очередь это связано с наличием в выпадениях топливных частиц.

Территория дальних следов выброса характеризуется загрязнением конденсационной компонентой выпадений радиоактивных веществ, представленной, в основном, радиоизотопами цезия, отчасти – радиоизотопами рутения и стронция. В районах с конденсационным типом выпадений ^{137}Cs и ^{90}Sr характеризуются высокой мобильностью и, соответственно, доступностью для корневого поглощения растениями [6]. Биологическая доступность радиоизотопов цезия в почвах Полесья, загрязненных конденсационной компонентой выброса, не отличалась от таковой в модельных экспериментах при внесении радиоцезия в исходной водорастворимой форме в эти же почвы и определялась преимущественно физико-химическими свойствами и водным режимом почв. Относительная биологическая доступность (ОБД¹) в почвах на указанной территории уже в 1998 г. варьировала в пределах 0,9–1,0 [7].

Поведение в почве радионуклидов, представленных конденсационной компонентой выпадений, аналогично поведению радионуклидов глобальных выпадений. Содержание в почве их мобильных форм определяется преимущественно механизмами сорбции-десорбции в твердой фазе почвы и снижается во времени со скоростью, зависящей от конкретных ландшафтно-геохимических условий – кислотности и состава почвенного раствора, механического и минералогического состава почв, их водного режима и т.д. (рис. 1) [8].

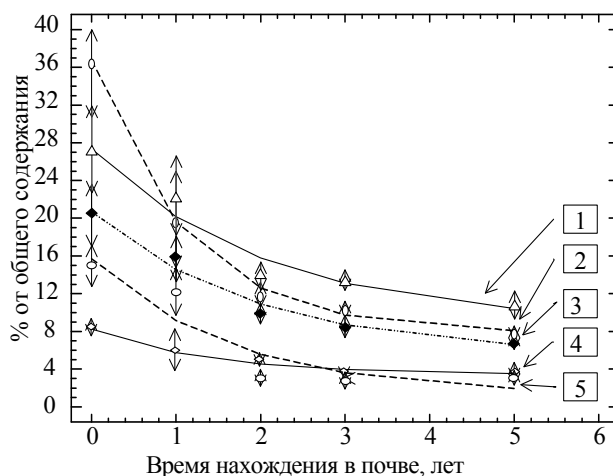


Рис. 1. Динамика ионообменных форм ^{137}Cs , внесенного в почву в исходной водорастворимой форме:

- 1 – дерново-подзолистая почва (пашня); 2 – дерново-подзолистая супесчаная почва (пашня, производственно в очень высоких дозах); 3 – дерново-подзолистая оглеенная супесчаная почва (пашня); 4 – дерново-подзолистая супесчаная гумусированная почва (луг, многолетние травы); 5 – дерново-подзолистая супесчаная почва (пашня).

Территория ближних следов выброса характеризуется суперпозицией двух компонент выпадений – конденсационной и топливной. Последняя представлена твердофазными выпадениями разного дисперсного состава с матрицей, представленной преимущественно окси-

¹Биологическая доступность радионуклида, поступившего в почву в неизвестной физико-химической форме или формах, относительно биологической доступности этого радионуклида, внесенного в эту же почву в исходной водорастворимой форме

дами урана и элементами конструкционных материалов (цирконий, железо и др.). Выпадения содержали практически весь спектр продуктов деления и наведенной активности ($^{134,137}\text{Cs}$, ^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{106}Ru , изотопы плутония, трансплутониевые элементы) с различным их соотношением на разных следах выброса [9, 10]. Мобильность радионуклидов в этих условиях зависела в первую очередь от соотношения форм выпадений каждого радионуклида. Относительная биологическая доступность ^{137}Cs в разных точках территории с долей топливной компоненты в суммарном загрязнении 0,3–0,6 в 1988 г. варьировала в пределах 0,4–0,7 [7].

При попадании в почву радионуклидов, находящихся в матрице топливных частиц, содержание их мобильных форм в почве определяется соотношением скоростей деструкции частиц и выщелачивания радионуклидов из их матрицы, с одной стороны, скорости и прочности сорбции выщелоченных радионуклидов твердой фазой почвы – с другой. Интенсивность и направленность процессов первой группы зависит, с одной стороны, от степени физико-химической трансформации матрицы топливных частиц (оксиды урана различного стехиометрического состава, содержание и состав примесей конструкционных материалов и т.д.), от почвенно-химических условий, в которые попали частицы, – с другой. В любом случае топливные частицы выброса являются дополнительным к компонентам твердой фазы почвы долговременным источником мобильных форм радионуклидов в почве [2, 8].

Анализ данных о динамике содержания мобильных (экстрагируемых) форм радионуклидов в почвах на различных следах выпадений позволяет сделать определенные заключения об интенсивности трансформации радиоактивных выпадений и процессах закрепления радионуклидов в твердой фазе почвы.

В течение первого года после выпадений доля обменных форм ^{137}Cs в близких по свойствам почвах "дальних" следов выпадений, как правило, выше, чем в почвах "ближней" зоны. В целом содержание обменных форм ^{137}Cs в почвах снижается со временем. В то же время в почвах на топливных следах выпадений отмечен рост содержания обменных форм радионуклида в течение первых 3–4 лет после выпадений (рис. 2). С использованием биогеохимического варианта метода изотопного разбавления показано, что различная интенсивность снижения содержания обменных форм связана как с различиями в физико-химических формах выпадений, так и с различиями в почвенно-химических условиях территории [2].

В целом содержание форм радионуклидов, менее прочно связанных с компонентами твердой фазы почв, снижается с течением времени. Интенсивность снижения зависит как от исходных физико-химических форм радиоактивных выпадений, так и от свойств почв.

На основе экспериментальных данных рассчитаны значения периодов полууменьшения содержания обменных форм ^{137}Cs (внесенного в почву в исходной водорастворимой форме) для типичных дерново-подзолистых почв Украинского полесья (0,8–1,4 года) в течение первых 5 лет после попадания радионуклида в почву [2]. В последующем темпы снижения содержания обменных форм радионуклида в почве существенно снижаются.

Содержание в почвах обменных форм ^{90}Sr при его попадании в почву в исходной водорастворимой форме характеризуется очень медленным снижением. Анализ экспериментальных данных, полученных в «дочернобыльский» период [11, 12], позволил рассчитать период полууменьшения содержания водорастворимых и обменных форм ^{90}Sr в дерново-подзолистой супесчаной почве после внесения радионуклида в исходной водорастворимой форме (около 55 лет). Наши данные, полученные в модельно-полевых экспериментах, показали, что через 21 год после внесения в почву ^{90}Sr в исходной водорастворимой форме оценки этого параметра составляют от 20–25 лет для темно-серых тяжелосуглинистых почв до 50–55 лет для дерново-подзолистых почв легкого механического состава. На следах топливных выпадений выброса ЧАЭС содержание обменных форм ^{90}Sr в почвах в зависимости от степени физико-химической трансформации матрицы топливных частиц в выпадениях и почвенных условий характеризовалось возрастанием в течение от 3–7 лет до 10–15 лет после выпадений [8].

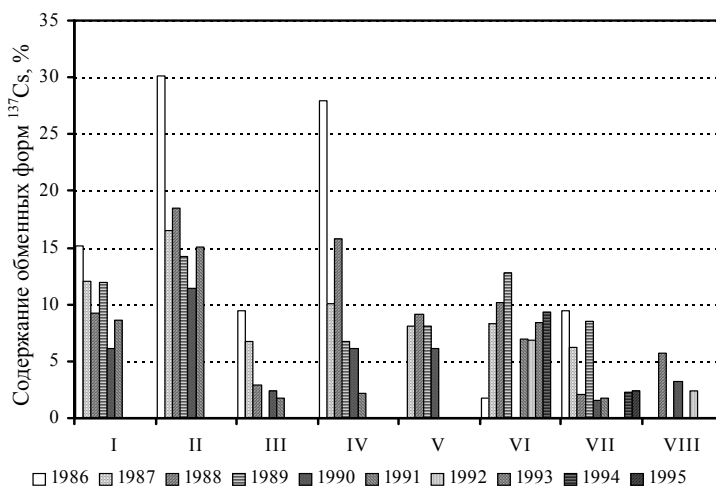


Рис. 2. Динамика ионообменных форм ^{137}Cs в почвах на разных следах выброса.

Построено по данным работ [14–19]: I – автоморфные почвы, $R^* = 2\text{--}15$ км; II – автоморфные почвы, $R^* = 15\text{--}50$ км; III – гидроморфные почвы, $R^* = 2\text{--}15$ км; IV – гидроморфные почвы, $R^* = 15\text{--}50$ км; V – торфяно-болотные почвы, $R^* = 15\text{--}50$ км; VI – дерново-подзолистая песчаная почва, $R^{**} = 3\text{--}4$ км; VII – торфяно-подзолистая почва, $R^{**} = 3\text{--}4$ км; VIII – дерново-подзолистая песчаная почва, $R^{**} = 4\text{--}5$ км.; R – удаленность от ЧАЭС; * северный след; ** западный след.

В целом на топливных следах выпадений выброса ЧАЭС специфическая динамика содержания обменных форм ^{137}Cs в почвах (наличие максимума содержания, менее интенсивное снижение содержания обменных форм по сравнению с конденсационными следами выпадений), обусловленная наличием в выпадениях топливных частиц, проявляется в течение первых 3–4 лет после периода выпадений. Специфическая динамика содержания обменных форм ^{90}Sr в почвах, выраженная в увеличении содержания обменных форм радионуклида в почвах со временем, прослеживается на протяжении первых 3–15 лет после периода выпадений в зависимости от степени физико-химической трансформации матрицы топливных частиц в выпадениях и особенностей почвенных условий [2].

При оценке динамики перераспределения ^{90}Sr в наземных экосистемах необходимо принимать во внимание сложную динамику содержания мобильных форм радионуклида в почве. В течение первых 10–15 лет после аварии в почве существовали два основных источника мобильных форм ^{90}Sr : твердая фаза почвы и топливные частицы, в матрице которых ^{90}Sr был депонирован при аварийном выбросе. Как показали наши оценки, в настоящее время существенным источником мобильных форм ^{90}Sr в корнеобитаемом слое почвы становятся растительная подстилка в результате ее минерализации (рис. 3).

По состоянию на конец 1990-х годов для естественных лугов зоны, сформированных на торфяно-болотных, торфяно-глеевых, дерново-подзолистых и дерново-глеевых почвах, годовой привнос в почву ^{90}Sr за счет минерализации подстилки был сопоставим с выносом из корнеобитаемого слоя почвы за счет вертикальной миграции, физического распада и иммобилизации, и составлял, соответственно (% от активности в корнеобитаемом слое почвы) 0,1–3,2, 0,7–2,7, 2,4 и 0,6–0,9. Для ^{137}Cs этот процесс является существенно менее значимым, соответствующие оценки составляют, %: 0,03–1,2, 1,3–3,4, 2,3 и 0,3–0,7 (рис. 4).

Полученные оценки показывают не только значимость процессов минерализации отмерших частей растений в формировании пула мобильных форм радионуклидов в почвах, но и возможность существенной модификации интенсивности и направленности, анализируемых в следующем разделе процессов вертикального перераспределения радионуклидов в профиле почв.

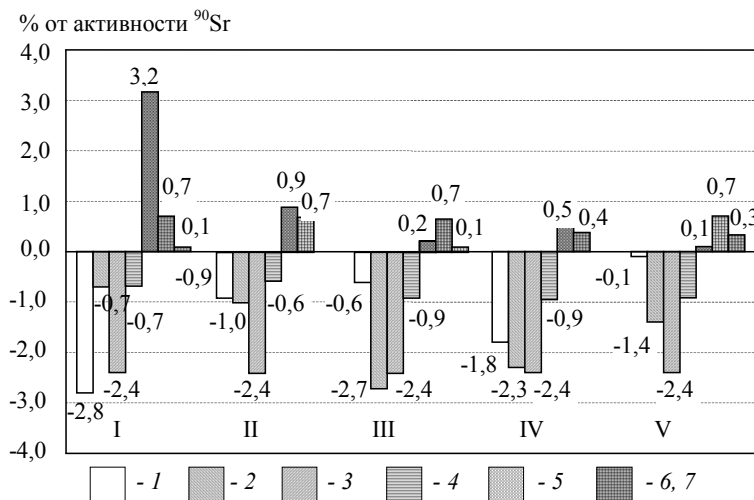


Рис. 3. Годовые потоки ^{90}Sr из/в верхний 5-сантиметровый слой почвы естественных лугов на поздней фазе аварии, % от активности в почвенном слое: I – торфяно-болотная почва; II – торфяная глеевая почва; III – дерново-подзолистая супесчаная почва; IV – дерновая легкосуглинистая почва; V – дерновая глеевая почва; 1 – вынос из почвы растениями; 2 – вынос из почвы за счет вертикальной миграции; 3 – физический распад; 4 – иммобилизация в почве; 5 – привнос в почву за счет минерализации подстилки; 6, 7 – привнос в почву мобильных форм радионуклида за счет разрушения топливных частиц на разных следах выпадений.

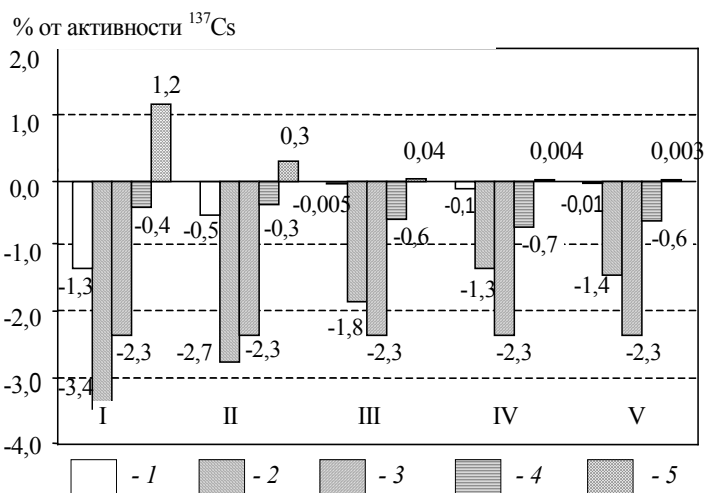


Рис. 4. Годовые потоки ^{137}Cs из/в верхний 5-сантиметровый слой почвы естественных лугов на поздней фазе аварии, % от активности в почвенном слое: I – торфяно-болотная почва; II – торфяная глеевая почва; III – дерново-подзолистая супесчаная почва; IV – дерновая легкосуглинистая почва; V – дерновая глеевая почва; 1 – вынос из почвы растениями; 2 – вынос из почвы за счет вертикальной миграции; 3 – физический распад; 4 – иммобилизация в почве; 5 – привнос в почву за счет минерализации подстилки.

Источником мобильных форм радионуклидов в почве, безусловно, являются почвенные беспозвоночные, суммарная масса которых на территории зоны составляет примерно 25 тыс. т (в 4–5 раз больше биомассы мигрирующих птиц) [13]. Указанные организмы пере-

рабатывают 20–30 % вегетирующей фитомассы и большую часть сезонного листового опада, что влияет на трансформацию радиоактивных веществ и процессы мобилизации-иммобилизации радионуклидов. В совместных исследованиях Международной радиэкологической лаборатории Чернобыльского центра (С. П. Гашак) и Ливерпульского университета, Великобритании (М. Дж. Гилен) были оценены значения коэффициентов перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм почвенных беспозвоночных на территории зоны ($K_n = n \cdot (10^{-1}-10^{-2})$ Бк/кг/кБк/м²). Предварительные оценки, полученные авторами настоящей статьи на основе указанных данных, показали, что роль почвенных беспозвоночных в формировании пула мобильных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве не является существенной (годовые потоки формирования пула мобильных форм радионуклидов составляют $n \cdot 10^{-3}-10^{-4}$ % от общего содержания радионуклида в почве) [14].

Динамика вертикального переноса радионуклидов в почвах

Многолетние комплексные исследования вертикального переноса радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах, включающие наблюдения *in situ*, модельные лабораторные эксперименты и математическое моделирование позволили выявить ряд особенностей миграции радионуклидов, определяющих динамику формирования радиационной ситуации на территории ЗОиЗБ(О)О, а также оценить факторы, определяющие эти особенности.

Вертикальное перераспределение радионуклидов в профиле почв изучали на экспериментальных площадках, заложенных в 1986–1987 гг. на территории ЗОиЗБ(О)О, представленных на тот момент времени природными и полуприродными луговыми ценозами, а также залежами, сформированных на минеральных почвах легкого механического состава и различной степени оглеения и органогенных почвах. Экспериментальные площадки территориально были расположены на разных следах выпадений [15].

Экспериментальные данные о распределении ^{137}Cs в профиле почв экспериментальных площадок свидетельствуют, в целом, о невысокой интенсивности вертикального переноса радионуклида в почвах. Через 21 год после выпадений в верхнем 5-сантиметровом горизонте почв лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах, депонировано 90–97% суммарной активности радионуклида в профиле. Более интенсивный перенос радионуклида отмечен для лугов, сформированных на гидроморфных органогенных почвах, где за указанный промежуток времени в верхнем 5-сантиметровом горизонте почв находится 50–89 % радионуклида.

Существенно более интенсивным переносом в профиле почв характеризуется ^{90}Sr . Уже через 5–6 лет после выпадений в верхнем 5-сантиметровом горизонте почв лугов было депонировано 65–91% радионуклида от его содержания в профиле, через 9 лет – 46–88 %, а через 21 год – от 32 до 87 %. Максимальная интенсивность переноса отмечена для лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах. Минимальная интенсивность переноса радионуклида отмечена для участка на дерново-подзолистой песчаной почве, существенная часть поверхности которого покрыта мхом. Для этого же участка отмечена минимальная интенсивность переноса ^{137}Cs .

Изотопы плутония характеризуются наименьшей интенсивностью переноса в почвах. Через 4–6 лет после выпадений в верхнем 5-сантиметровом горизонте почв лугов содержалось 91–99 % активности плутония от его содержания в профиле.

Существенную роль в формировании миграционной подвижности радионуклидов выпадений выброса ЧАЭС в почвах играют физико-химические свойства выпадений. В 1986–1988 гг. интенсивность переноса в профиле почвы радиоизотопов различных химических элементов (цезия, церия, стронция и др.) были в основном близкими независимо от соотношения топливной и конденсационной компонент выпадений на следах выброса. Это, очевидно, связано с механическим переносом этих радионуклидов в составе топливных частиц. В 1989 г. дифференциация распределения радионуклидов увеличилась [16], проявление влия-

ния химических свойств радионуклидов и физико-химических особенностей почв стало более отчетливым,

Анализ распределения ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в профиле почв экспериментальных площадок, характеризующихся различным начальным соотношением топливной и конденсационной компонент выпадений, показал возможность миграции ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в составе мелкодисперсных топливных частиц [16]. Результаты модельных колоночных экспериментов [17] позволили оценить эффективные параметры переноса в контрастных по свойствам почвах радионуклидов, депонированных в матрице топливных частиц выброса ЧАЭС (табл. 1).

Таблица 1. Оценки эффективных коэффициентов диффузии ^{137}Cs , ^{144}Ce и ^{106}Ru , содержащихся в матрице топливных частиц, и ^{90}Sr в исходной водорастворимой форме, $\text{см}^2\cdot\text{с}^{-1}$ [18]

Радионуклид	Дерново-подзолистая песчаная почва	Дерново-подзолистая супесчаная почва	Торфяно-болотная почва
^{137}Cs	$3,8\cdot 10^{-10}$	$5,0\cdot 10^{-10}$	$5,0\cdot 10^{-10}$
^{144}Ce	$5,2\cdot 10^{-10}$	$4,2\cdot 10^{-10}$	$7,0\cdot 10^{-10}$
^{106}Ru	$3,8\cdot 10^{-10}$	$4,6\cdot 10^{-10}$	$3,7\cdot 10^{-10}$
Среднее $\pm$ СКО	$(4,3 \pm 0,8) \cdot 10^{-10}$	$(4,6 \pm 0,4) \cdot 10^{-10}$	$(4,4 \pm 1,4) \cdot 10^{-10}$
^{90}Sr	$2,2\cdot 10^{-7}$	$1,4\cdot 10^{-8}$	$6,1\cdot 10^{-9}$

Оценки эффективных параметров вертикального переноса радионуклидов на топливных следах выпадений, рассчитанные на основе данных натурных наблюдений, варьируют в широких пределах ($D_{\text{эф.}} = n\cdot 10^{-9}\text{--}10^{-8} \text{ см}^2\cdot\text{с}^{-1}$). Эти данные вкупе с результатами колоночных экспериментов о вертикальном распределении в профиле почв топливных частиц различного размера [17] позволяют сделать вывод о преимущественной миграции радионуклидов, депонированных в матрице топливных частиц, путем механического переноса последних в почве [15].

Для гипотетической ситуации, в которой топливные частицы не разрушаются, оценки экологического периода их полувыведения из верхнего 5-сантиметрового горизонта лугов, сформированных на типичных для Украинского полесья минеральных и органогенных почвах, составляет 2050–2250 лет. Сравнение этих оценок с оценками экологического периода полувыведения ^{90}Sr и ^{137}Cs из верхнего 5-сантиметрового горизонта указанных лугов (табл. 2) показывает превышение первых на 1–2 порядка величин и свидетельствует о существенном влиянии на интенсивность переноса радионуклидов как механического переноса топливных частиц, так и деструкции топливных частиц и последующем переносе выщелоченных из матрицы частиц радионуклидов [18].

На основе экспериментальных данных о распределении радионуклидов в профиле почв экспериментальных площадок с использованием однокомпонентной для ^{137}Cs и изотопов плутония и двухкомпонентной конвективно-диффузионной модели переноса для ^{90}Sr рассчитаны значения параметров переноса указанных радионуклидов.

Таблица 2. Экологические периоды полуочищения верхних 5-сантиметровых горизонтов почв лугов от ^{90}Sr и ^{137}Cs (период 1991–1997 гг.)

Почва	^{90}Sr	^{137}Cs
Автоморфная минеральная легкого мехсостава	11–19	60–150
Автоморфная минеральная тяжелого мехсостава	15–32	150–400
Гидроморфная органогенная	100–160	11–20
Органогенная осушенная		17–83
Гидроморфная минеральная		45
Слабогумусированный песок	2,2–6	

Анализ динамики изменения параметров переноса ^{137}Cs показал, что практически для всех экспериментальных площадок параметры переноса радионуклида в почве снижаются со временем (коэффициента диффузии – в 1,5–3 раза, скорости направленного переноса – от нескольких раз до нескольких порядков величин). Ранее нами были получены оценки периода полуочищения верхнего 5-сантиметрового горизонта почв лугов по значениям параметров переноса, усредненным для периода времени 6–9 лет после выпадений (см. табл. 2). Указанные оценки для автоморфных минеральных почв легкого механического состава составляли 60–150 лет, для гидроморфных органогенных почв – 11–20 лет, органогенных осушенных почв – 17–80 лет [15]. Средние оценки экологического периода полуочищения верхнего 5-сантиметрового горизонта почвы от ^{137}Cs , рассчитанные с использованием параметров переноса радионуклида для 21-го года после аварии для лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах легкого механического состава, на поздней фазе аварии составляют 180–320 лет; для лугов, сформированных на гидроморфных органогенных почвах – 90–110 лет. Приведенные оценки убедительно свидетельствуют о существенном замедлении процесса вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах лугов на поздней фазе аварии. Абсолютные величины экологического периода полуочищения верхнего 5-сантиметрового горизонта почвы в 3–7 раз превышает величину физического периода полураспада радионуклида (30,17 лет), т.е. на поздней фазе аварии изменение мощности экспозиционной дозы излучения, формируемой депонированным в почве ^{137}Cs , определяется только скоростью физического распада радионуклида. Это, безусловно, должно учитываться при подготовке прогнозных оценок, в том числе проспективных оценок дозовых нагрузок на гипотетическое население в случае его эвакуации на отчужденные территории,

Для большинства лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах легкого механического состава, интенсивность переноса ^{137}Cs в пределах ошибки значимо не различается, что свидетельствует о существенном снижении роли физико-химических свойств почв на интенсивность вертикальной миграции радионуклида на поздней фазе аварии.

Расчетные оценки свидетельствуют о существенно более интенсивном переносе в профиле почв ^{90}Sr по сравнению с переносом ^{137}Cs и изотопов плутония.

На рис. 5 приведены данные о значениях изотопного отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в профиле минеральных и органогенных почв лугов и залежей в различных точках ЗОиЗБ(О)О спустя

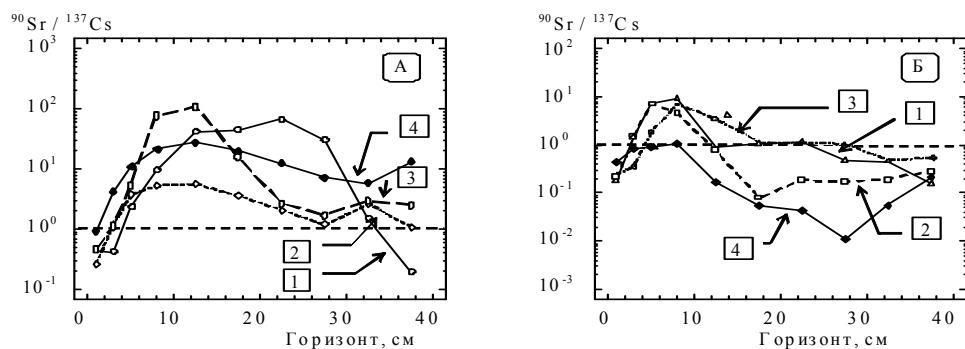


Рис. 5. Изменение отношения относительного содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных горизонтах профиля (k – соотношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в профиле в целом): минеральные почвы (А): 1 – естественный луг на дерново-подзолистой песчаной почве (k = 0,61); 2 – старопашотная дерново-подзолистая супесчаная оглеенная почва (k = 0,51); 3 – старопашотная дерново-подзолистая супесчаная почва (k = 0,37); 4 – естественный луг на дерново-подзолистой песчаной почве (k = 0,46); органогенные почвы (Б): 1 – луг, окультуренный перед аварией, на дерново-луговой почве (k = 0,41); 2 – старопашотная торфяно-подзолистая супесчаная оглеенная почва (k = 0,38); 3 – естественный луг на торфяно-подзолистой супесчаной оглеенной почве (k = 0,56); 4 – естественный луг на торфяно-подзолистой почве (k = 0,35).

10 лет после выпадений. Отмечено существенное превышение содержания ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs в горизонтах от 2–5 до 20–40 см в минеральных почвах, в то время как в органо-генных почвах такое превышение наблюдается до глубины 10–20 см. Этот факт свидетельствует о существенно более высокой интенсивности переноса ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs в минеральных почвах [2].

Таким образом, интенсивность переноса в почвах ^{90}Sr , выщелоченного из матрицы частиц или представленного исходной водорастворимой формой, превышает таковую для ^{137}Cs . В минеральных почвах легкого механического состава указанное превышение выражено существенно более ярко по сравнению с органо-генными почвами.

Приведенные на рис. 6 значения изотопных отношений радионуклидов $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$, $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$, $^{239,240}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ и $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в профиле различных почв на топливном следе выпадений (экспериментальный участок «Рыжий лес») убедительно свидетельствуют о существенно более интенсивном переносе в профиле почв ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{154}Eu [19].

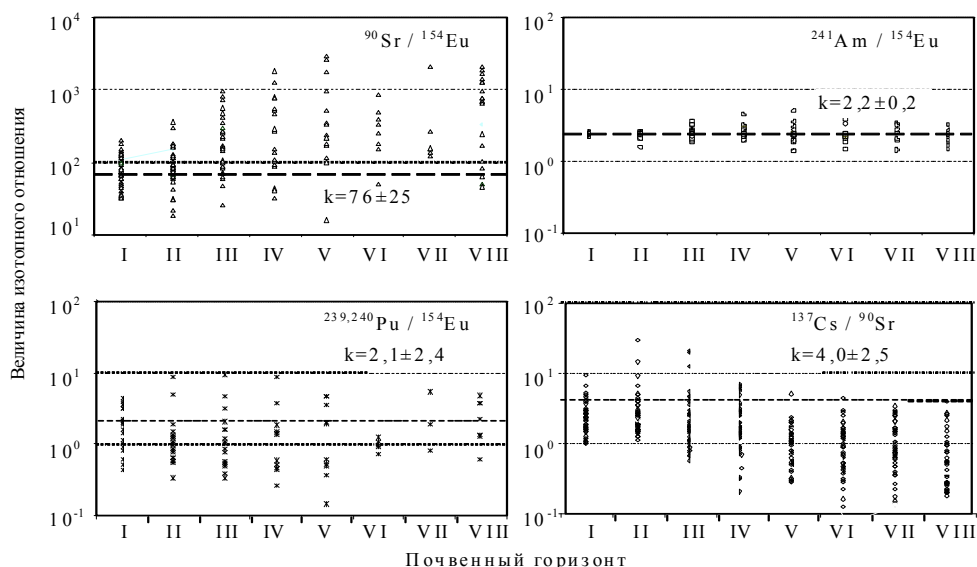


Рис. 6. Значения изотопных отношений в профиле различных почв на топливном следе выпадений (экспериментальный участок «Рыжий лес»): I – 0–2 см, II – 2–4 см, III – 4–7 см, IV – 7–10 см, V – 10–15 см, VI – 15–20 см, VII – 20–25 см, VIII – 25–30 см; k – отношение суммарных активностей радионуклидов в профиле в целом.

Анализ параметров переноса ^{90}Sr в почве показал, что практически для всех экспериментальных площадок его интенсивность существенно превышает таковую для ^{137}Cs . В связи с тем, что ^{90}Sr в выпадениях, в основном, был депонирован в матрице топливных частиц, а скорость деструкции частиц и выщелачивание радионуклида в разных почвенно-химических условиях различались, на протяжении послеаварийного периода менялись формы переноса ^{90}Sr и их соотношение в почве [18]. Это предопределило необходимость использования двухкомпонентной конвективно-диффузионной модели для оценки переноса радионуклида в почве. Для сравнения миграционной подвижности ^{90}Sr и ^{137}Cs нами использованы оценки периода полуочищения верхнего 5-сантиметрового горизонта почв лугов от указанных радионуклидов (см. табл. 2 и 3). Значения T_{ecol} ^{90}Sr в 2–40 раз меньше таковых для ^{137}Cs .

В целом оценки периода полуочищения верхнего 5-сантиметрового горизонта почв лугов от ^{90}Sr для 21-го после выпадений года варьируют в широких пределах – от 7,5 до 150

лет. Для лугов, сформированных на гидроморфных органогенных почвах, значения $T_{ecol}^{90}\text{Sr}$ составляют 11–18 лет. Для лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах легкого механического состава, значения $T_{ecol}^{90}\text{Sr}$ составляют 150, 65, 7,5 и 9 лет. Максимальное значение T_{ecol} (150 лет) отмечено для участка на дерново-подзолистой песчаной почве, существенная часть поверхности которого покрыта мхом. Как отмечалось выше, для этого же участка отмечена минимальная интенсивность переноса ^{137}Cs .

Ранее нами были получены оценки периода получищения верхнего 5-сантиметрового горизонта почв лугов от ^{90}Sr по значениям параметров переноса, усредненным для периода времени 6–9 лет после выпадений (см. табл. 2). Указанные оценки для автоморфных минеральных почв легкого механического состава составляли 11–19 лет, для гидроморфных органогенных почв – 100–160 лет [15]. Сопоставление этих оценок, оценок, рассчитанных с использованием параметров переноса радионуклида для 6–9 и 21-го года после аварии показало, что примерно для половины экспериментальных участков наблюдается снижение значений $T_{ecol}^{90}\text{Sr}$, т.е. рост его миграционной подвижности. Интенсивность миграции радионуклидов зависит от скорости деструкции топливных частиц. Особенно сильно эта зависимость проявляется для ^{90}Sr , поскольку скорость сорбции этого радионуклида на порядок меньше, чем ^{137}Cs и изотопов плутония. С учетом роста во времени пула мобильных форм ^{90}Sr в почве за счет деструкции топливных частиц [18], отмеченная выше тенденция не является противоречивой.

Оценки параметров вертикального переноса ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в профиле почв экспериментальных площадок по состоянию на 1990–1992 гг. показывают, что в соответствии с миграционной подвижностью радионуклиды можно расположить в ряд: $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} \geq ^{239,240}\text{Pu}$.

Динамика перехода радионуклидов в звене “почва - растение”

Динамика перехода радионуклидов из почвы в растения существенно зависит от физико-химических свойств почв, свойств радионуклидов как радиоизотопов конкретных химических элементов и соотношений разных компонент выпадений на разных следах выброса.

Динамика перехода в растения ^{137}Cs на конденсационных следах выпадений характеризуется снижением во времени, причем интенсивность этого процесса существенным образом зависит от сорбционных характеристик почв. Интенсивность снижения коэффициента перехода (КП) ^{137}Cs в травы лугов, сформированных на гидроморфных почвах выше, чем в растительность лугов, сформированных на минеральных почвах автоморфного ряда. Динамика КП ^{137}Cs в растения из почв, которые характеризуются загрязнением топливной компонентой выпадений, имеет более сложный характер - в ряде случаев отмечено более медленное снижение интенсивности перехода ^{137}Cs в растения по сравнению с ситуацией на конденсационных следах выпадений, в других случаях наблюдается пик (максимум) КП радионуклида в растения (рис. 7).

Динамика содержания в корнеобитаемом горизонте почвы форм ^{137}Cs , которые являются доступными для растений, определяется тремя основными процессами – выносом радионуклида из этого горизонта, фиксацией радионуклида твердой фазой почвы (снижением доли доступных для растений форм) и физическим распадом. В связи с этим указанный специфический характер динамики перехода ^{137}Cs в растения зависит от сорбционных характеристик почв (прежде всего, минералогического состава), которые определяют интенсивность сорбции радионуклида твердой фазой почвы, а также от характеристик выпадений (степени физико-химической трансформации матрицы топливных частиц, соотношения топливной и конденсационной компонент выпадений) и физико-химических свойств почв (рН, Eh и др.), которые определяют интенсивность процессов трансформации топливных частиц в почве, выщелачивания радионуклида из их матрицы и скорости его вертикального переноса в почвенном профиле.

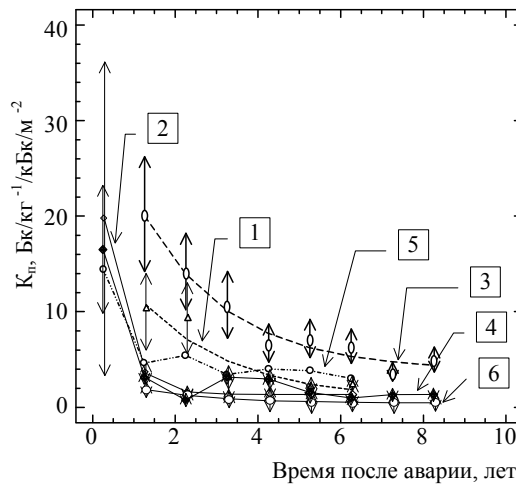


Рис. 7. Динамика КП ^{137}Cs в растительность естественных лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах [20]: 1 – дерново-подзолистые песчаные; 2 – дерново-подзолистые песчаные; 3 – дерново-подзолистые песчаные и супесчаные; 4 – дерново-подзолистая песчаная почва, топливный след; 5 – автоморфные минеральные, топливные следы выпадений; 6 – тяжелосуглинистые и глинистые.

В отличие от ^{137}Cs динамика содержания доступных растениям форм ^{90}Sr в корнеобитаемом горизонте почвы в большей степени определяется выносом радионуклида из этого горизонта и физическим распадом, поскольку процессы фиксации ^{90}Sr твердой фазой почвы протекают с существенно меньшей интенсивностью. На топливных следах выпадений содержание доступных растениям форм ^{90}Sr в корнеобитаемом слое почвы определяется интенсивностью деструкции топливных частиц, которая зависит от почвенно-химических условий и характеристик частиц. Динамика КП ^{90}Sr в растения из почвы на топливных следах выпадений характеризуется увеличением перехода радионуклида в указанном звене на протяжении определенного периода времени. Период наступления максимума перехода радионуклида в растения зависит от интенсивности трансформации (деструкции и растворения) топливных частиц в почвах и интенсивности вертикального переноса. Пример расчетной оценки динамики перераспределения различных форм переноса ^{90}Sr в 10-сантиметровом слое почвы естественного луга [8] и соответствующие экспериментальные данные о динамике КП ^{90}Sr в растительность этого луга приведены на рис. 8.

Динамика поступления ^{90}Sr из почвы в растения при попадании радионуклида в почву в исходной водорастворимой почве характеризуется очень медленным снижением во времени. Поскольку поступление ^{90}Sr из почвы в растения определяется содержанием в почве водорастворимых и обменных форм радионуклида и обменных форм кальция, для каждой конкретной почвы КП ^{90}Sr линейно зависит от содержания в почве водорастворимых и обменных форм радионуклида. Соответственно динамика изменения КП ^{90}Sr из почвы в растения характеризуется теми же временными параметрами, что и динамика содержания в почве водорастворимых и обменных форм радионуклида. Таким образом, для приведенного в разделе «Динамика мобильных форм радионуклидов в почвах» примера период полуснижения КП ^{90}Sr в растения из дерново-подзолистой супесчаной почвы после его внесения в почву в исходной водорастворимой форме составляет около 55 лет.

Динамика снижения перехода радионуклида в растения характеризуется, по крайней мере, двумя временными фазами, которые отличаются интенсивностью процесса. Сравнение значений периодов полууменьшения КП радионуклида в растения на протяжении *первой фазы* (T_1) показывает, что в агроценозах интенсивность снижения перехода радионуклидов в

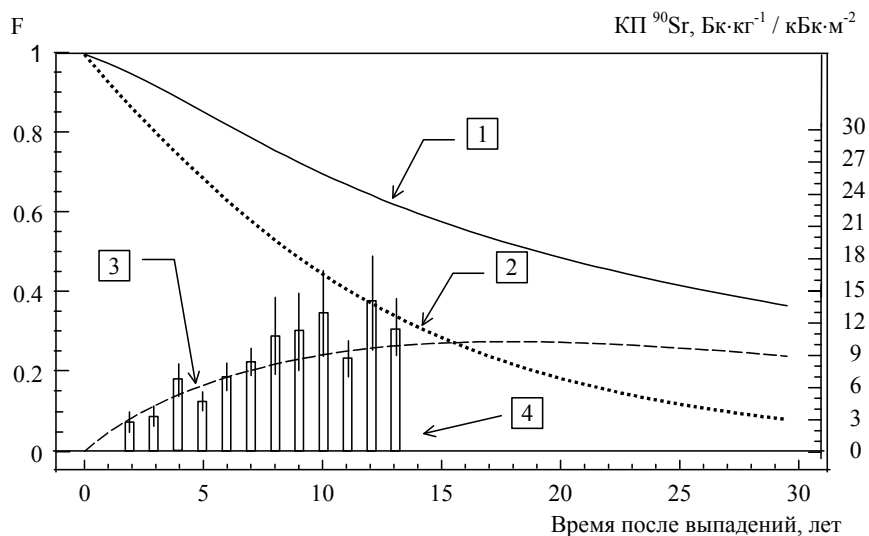


Рис. 8. Расчетная динамика перераспределения различных форм переноса ^{90}Sr в 10-сантиметровом слое почвы естественного луга, сформированного на дерново-подзолистой супесчаной почве на западном следе выпадений и экспериментальные данные о динамике КП ^{90}Sr в растительность этого луга: F – доля от общего содержания в профиле; 1 – валовое содержание ^{90}Sr в почвенном горизонте; 2 – содержание ^{90}Sr в составе топливных частиц; 3 – содержание ^{90}Sr в ионообменной форме; 4 – значения КП ^{90}Sr в луговую растительность (экспериментальные данные А. Н. Архипова и др., 1999).

растения в 1,6–2,6 раза выше, чем в естественных луговых фитоценозах (табл. 3). Снижение перехода ^{137}Cs в растения из черноземных почв происходит с большей скоростью, чем из дерново-подзолистых почв легкого механического состава, что, очевидно, связано с более интенсивной и прочной сорбцией радионуклида твердой фазой почв, которые характеризуются более высокими значениями емкости обмена и содержанием глинистых минералов.

Таблица 3. Периоды полуснижения КП ^{137}Cs в цепи «почва–растения» естественных фитоценозов и агрофитоценозов (период 1991 – 1997 гг.), лет

Почва	Период полуснижения КП, лет	n	Средневзвешенное значение	Предел варьирования
Растения естественных луговых фитоценозов				
Дерново-подзолистая, песчаная и супесчаная	T_1	6	1,1	0,51–1,6
	T_2		14,0	7,2–18,2
Торфяно-болотная	T_1	4	1,0	0,65–1,5
	T_2		5,5	4,1–13
Сельскохозяйственные культуры				
Дерново-подзолистая, песчаная и супесчаная	T_1	20	0,63	0,29–0,82
	T_2		14,9	3,9–25,7
Серые суглинистая	T_1	9	0,69	0,32–0,89
	T_2		22,1	3,1–25,7
Чернозем	T_1	3	0,42	0,39–0,58
	T_2		20,4	13,2–24,8

Следует отметить существенно меньшую разницу между вторым и первым периодами полуснижения КП ^{137}Cs в растения естественных лугов и в растения агроценозов (соответственно 5,5–13 и 24–49 раз), что свидетельствует, на наш взгляд, о важном влиянии особенностей функционирования естественных ценозов и агроценозов на интенсивность хода процессов перераспределения радионуклидов в их компонентах в разные временные фазы после радиоактивного загрязнения. Механическая обработка почв агроценозов, применение комплекса агрохимических мероприятий, ежегодное отчуждение биомассы растений, специфика водного режима почв и прочие факторы вызывают меньшую продолжительность первой временной фазы после радиоактивного загрязнения территории, более интенсивный ход процессов закрепления радиоизотопов цезия в почве и, соответственно, процессов перехода радионуклидов корневым путем в растения агроценозов по сравнению с естественными луговыми ценозами. Такое развитие процессов на протяжении первой временной фазы определяет существенно менее интенсивное протекание процессов закрепления радиоизотопов цезия в твердой фазе почвы и, соответственно, более медленное снижение интенсивности перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственные культуры по сравнению с травами естественных лугов.

Расчетные прогнозные оценки показывают увеличение подвижности ^{90}Sr в звеньях биологических цепей с течением времени, причем характер и интенсивность возрастания подвижности радионуклида определяется динамикой трансформации топливных частиц в почве и варьирует в зависимости от почвенно-химических условий и степени физико-химической трансформации топливных частиц в выпадениях. Сопоставление прогнозных оценок, рассчитанных для разных сценариев загрязнения территории, показывает, что динамика соотношения содержания обменных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в корнеобитаемых горизонтах почв на топливных следах выпадений принципиально другая по сравнению с конденсационными. На территории, подвергшейся загрязнению устойчивыми к разрушению топливными частицами, соотношение содержания обменных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs достигает значения, характерного для этих радионуклидов в случае их выпадения в исходной водорастворимой форме не раньше, чем через 25–30 лет после аварии.

Для оценки направленности и интенсивности процессов самоочистки экосистем целесообразно использовать параметры динамики перераспределения радионуклидов в компонентах последних. Динамика изменения перехода радионуклидов в растительность характеризуется несколькими временными фазами, отличающимися интенсивностью процесса. Соответственно в качестве алгоритма оценки указанной динамики для поддержки принятия решений возможно использование 2- или 3-компонентных экспоненциальных моделей, в которых каждая компонента характеризует соответствующую временную фазу. Для количественных оценок динамики указанных процессов могут быть использованы значения периодов полууменьшения перехода радионуклидов в соответствующих звеньях цепей миграции [21]. Динамика загрязнения растения при корневом поступлении радионуклида, поступившего в почву в исходной водорастворимой форме, для двух временных фаз может быть описана уравнением

$$A_t = A_0 \cdot [a \cdot \exp(-0,693 \cdot t / T_1) + (1-a) \cdot \exp(-0,693 \cdot t / T_2)], \quad (1)$$

где T_1 и T_2 – периоды полууменьшения удельной активности радионуклида в растениях для 1-й и 2-й временных фаз соответственно.

Для каждой временной фазы динамика загрязнения растений корневым путем с учетом процессов выноса радионуклида из корнеобитаемого горизонта почвы, иммобилизации и физического распада будет определяться соотношением

$$A_t (\text{раст.}) = КП \cdot \sigma_0 \exp(-0,693 \cdot t / T_{BM}) \cdot \exp(-0,693 \cdot t / T_{\text{иммоб}}) \cdot \exp(-\lambda t), \quad (2)$$

где $A_t (\text{раст.})$ – удельная активность радионуклида в растениях в период времени t ; T_{BM} – период полуочищения корнеобитаемого слоя почвы для конкретной временной фазы; $T_{\text{иммоб}}$ – период полууменьшения содержания в почве доступных форм радионуклида; λ – константа распада радионуклида.

С использованием значений $T_{раст}$ для каждой временной фазы можно оценить значимость основных процессов поведения ^{137}Cs в почвах в формировании долговременной динамики перехода радионуклида в растения (табл. 4):

$$\frac{1}{T_{раст}} = \frac{1}{T_{ВМ}} + \frac{1}{T_{иммоб}} + \frac{1}{T_{ФР}}, \tag{3}$$

где $T_{раст}$ – период полууменьшения загрязнения растений для конкретной временной фазы; $T_{ФР}$ – период полураспада радионуклида.

Таблица 4. Значимость основных процессов поведения ^{137}Cs в почвах в формировании долговременной динамики перехода радионуклида в растения

Тип почвы	1986–1988 гг.			1991–1997 гг.		
	Вынос из корнеобитаемого горизонта	Физический распад	Иммобилизация	Вынос из корнеобитаемого горизонта	Физический распад	Иммобилизация
Естественные луга						
Дерново-подзолистая песчаная и супесчаная	0,02	0,03	0,95	0,09	0,42	0,51
Серая суглинистая	0,01	0,04	0,95	0,02	0,30	0,68
Торфяно-болотная	0,10	0,03	0,87	0,42	0,27	0,31
Агроценозы						
Дерново-подзолистая песчаная и супесчаная	0,02	0,02	0,96	0,33	0,49	0,18
Серая суглинистая	0,01	0,02	0,97	0,22	0,73	0,05
Чернозем	0,01	0,02	0,97	0,14	0,67	0,19

Таким образом, обсуждаемые выше факторы определяют критические источники и пути формирования радиоэкологической ситуации в наземных экосистемах. На следах конденсационной компоненты выпадений радиоактивных веществ содержание в выпадениях ^{137}Cs в десятки – сотни раз превышает содержание ^{90}Sr , что, соответственно, определяет более высокое содержание ^{137}Cs в растительном покрове и последующих звеньях переноса. На территориях, представленных топливной компонентой выпадений с близким содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs , подвижность ^{90}Sr в звеньях биологических цепей миграции в первые годы после выброса была достаточно низкой в связи с нахождением радионуклида в матрице топливных частиц. С течением времени за счет деструкции последних и выщелачивания содержащихся в матрице частиц радионуклидов мобильность ^{90}Sr в звеньях цепей миграции возрастала.

Согласно экспериментальным и расчетным оценкам радиоэкологическая ситуация на территории наземных экосистем ЗОиЗБ(О)О в настоящее время стабилизировалась, снижение размеров переноса ^{137}Cs в звеньях биологических цепей происходит со скоростью, существенно меньшей скорости физического распада радионуклида.

Выводы

1. На основе результатов многолетних исследований проанализированы факторы, определяющие долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове луговых ценозов на территории ЗОиЗБ(О)О, в том числе характеристики выпадений аварийного выброса ЧАЭС, физико-химические свойства радионуклидов, специфика почвенно-ландшафтных характеристик ценозов.

2. Показано существенное снижение во времени пула мобильных форм и миграционной подвижности ^{137}Cs в почвах. Снижение во времени пула мобильных форм ^{90}Sr , внесенного в почву в исходной водорастворимой форме, происходит существенно медленнее по сравнению с ^{137}Cs . В то же время на существенной части экспериментальных площадок на топливных следах выпадений отмечено увеличение миграционной подвижности ^{90}Sr вследствие деструкции топливных частиц, в которых радионуклид был депонирован в период выпадений.

3. Отмечена незначительная роль почвенных беспозвоночных в формировании пула мобильных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве. В то же время процессы минерализации подстилки естественных лугов зоны отчуждения, сформированных на гидроморфных органогенных почвах, на поздней фазе аварии являются существенным фактором привноса в верхний горизонт почвы мобильных форм ^{90}Sr .

4. Интенсивность перехода ^{137}Cs из почвы в растения снижается по времени, причем основным лимитирующим процессом, определяющим динамику снижения перехода на поздней фазе аварии становится физический распад радионуклида.

5. На основе результатов многолетних исследований оценена динамика вертикальной миграции радионуклидов в почвах лугов зоны отчуждения ЧАЭС, рассчитаны параметры переноса ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$, оценен экологический период получищения верхнего 5-сантиметрового горизонта почвы от указанных радионуклидов. Миграционная подвижность радионуклидов в почвах лугов зоны отчуждения снижается в ряду: $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} \geq ^{239,240}\text{Pu}$. Средние оценки $T_{\text{ecol}}^{137}\text{Cs}$ для лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах легкого механического состава, на 21-м году после периода выпадений составляют 180–320 лет; для лугов, сформированных на гидроморфных органогенных почвах – 90–110 лет, что существенно выше аналогичных оценок для периода 6–9 лет после выпадений.

6. Абсолютные величины $T_{\text{ecol}}^{137}\text{Cs}$ в 3–7 раз превышает величину физического распада радионуклида, т.е. на поздней фазе аварии изменение мощности экспозиционной дозы излучения, формируемой депонированным в почве ^{137}Cs , определяется только скоростью физического распада радионуклида. Это, безусловно, должно учитываться при подготовке прогнозных оценок, в том числе перспективных оценок дозовых нагрузок на гипотетическое население в случае его эвакуации на отчужденные территории, при принятии решений о целесообразности выполнения и/или планировании реабилитационных мероприятий на территории зоны отчуждения ЧАЭС.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Иванов Ю. А., Алексахин Р. М., Жигарева Т. Л. и др. Почвенная химия радионуклидов // Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р. М. Алексахина, Н. А. Корнеева. – М.: Экология, 1991. – С. 12–54.
2. Иванов Ю. А. Радиоэкологическое обоснование долгосрочного прогнозирования радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях в случае крупных ядерных аварий (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Обнинск, 1997. – 50 с.
3. Шестопалов В. М., Францевич Л. Л., Балашов Л. С. та ін. Автораєбітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / Від. ред. Ю. О. Іванов, В. В. Долін. – К., 2001. – 253 с.
4. Холоша В. И., Иванов Ю. А., Шестопалов В. М. та ін. Барьеры безопасности Чернобыльской зоны отчуждения // Сб. докл. Междунар. конф. «15 лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления». – К.: Чернобыльинтеринформ, 2001.
5. Кашипаров В. А. Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Обнинск, 2000. – 48 с.
6. Круглов С. В., Архипов Н. П. Особенности поведения ^{137}Cs и ^{90}Sr чернобыльских выпадений в почвах ближней и дальней зоны аварии // Тез. Пятой Междунар. науч.-техн. конф. «Чернобыль-96»: Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. – Зеленый Мыс, 1996. – С. 230–231.

7. Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А., Озорнов А. Г. Оценка относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению // *Агрохимия*. – 1992. – № 2. – С. 102–110.
8. Ivanov Yu. A., Kashparov V. A. Long-term dynamics of the radiological situation in terrestrial ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone // *Sci. and Pollut. Res.* – 2003. – Special Issue № 1. – P. 13–20.
9. Бегичев С. Н., Боровой А. А., Булаков Е. В. и др. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС (Краткий справочник). – Москва, 1990 – 21 с. (Препр. / ИАЭ им. И. В. Курчатова; 5268/3).
10. Kuriny V. D., Ivanov Yu. A., Kashparov V. A. et al. Particle-associated Chernobyl fall-out in the local and intermediate zones // *Annals of Nucl. Energy*. – 1993. – Vol. 20, № 6. – P. 415–420
11. Юдинцева Е. В., Жигарева Т. Л., Павленко Л. И. Формы ^{137}Cs и ^{90}Sr в дерново-подзолистой почве при известковании и применении удобрений // *Почвоведение*. – 1983. – № 9.
12. Юдинцева Е. В., Попова Г. И., Жигарева Т. Л. и др. Закономерности поведения искусственных радионуклидов в почве и системе «почва – растения» при длительном взаимодействии их с почвой: (Отчет) / ВНИИСХР 0287.0 040715, задание ОСХ.106. – Обнинск, 1985. – 83 с.
13. Холоша В. И., Проскура Н. И., Иванов Ю. А. и др. Радиационная опасность объектов зоны отчуждения // *Проблемы Чернобиля*. – 1999. – Вып. 5. – С. 23–34.
14. Иванов Ю.А., Бондарьков М.Д. Нерешенные радиэкологические проблемы Зоны отчуждения Чернобыльской АЭС на поздней фазе аварии // *Радиационная биология. Радиэкология*. – 2009. – Т. 49, № 3. – С. 302–310.
15. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Левчук С. Е. и др. Вертикальный перенос радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах. 1. Долговременная динамика перераспределения радионуклидов в профиле почв in situ // *Радиохимия*. – 1996. – Т. 38 (3). – С. 264–271.
16. Лоцилов Н. А., Иванов Ю. А., Кашпаров В. А. и др. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах // *Проблемы сельскохозяйственной радиологии*. – К., 1991. – С. 36 – 41.
17. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Левчук С. Е. и др. Вертикальный перенос радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах. 2. Экспериментальное моделирование вертикального переноса радионуклидов в профиле почвы // *Радиохимия*. – 1996. – Т. 38, вып. 3. – С. 272 – 277.
18. Ivanov Yu. Migration of fuel particles of CHNPP fallout and leached radionuclides in soils and soil-to-plant system // *Radioactive Particles in the Environment* / D. H. Oughton and V. Kashparov (eds.). – Springer Science +Business Media B.V., 2009. – P. 123–137.
19. Bondarkov M. D., Gaschak S. P., Ivanov Yu. A. et al. Parameters of radiation situation on the territory of the Red Forest site in the Chernobyl exclusion zone as impact factors for wild non-human species // *Contributed Papers of International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation*. 6–10 Oct. 2003, Stockholm, Sweden. IAEA-CN-109/100. – 2003. – P. 196–199.
20. Иванов Ю. О. Динаміка перерозподілу радіонуклідів у ґрунтах і рослинності // *Чернобыль. Зона відчуження: 36. наук. праць*. – К.: Наук. думка, 2001. – С. 47–76.
21. Иванов Ю. А. Автореабилитационные процессы в экосистемах на отчужденных территориях и их учет при планировании реабилитационных мероприятий // Тез. докл. Междунар. науч. семинара "Радиэкология Чернобыльской зоны", 27–29 сентября 2006, г. Славутич. – Славутич, 2006. – С. 80–82.

АНАЛІЗ ФАКТОРІВ, ЩО ВИЗНАЧАЮТЬ ДОВГОСТРОКОВУ ДИНАМІКУ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ҐРУНТОВО-РОСЛИННОМУ ПОКРИВІ

Ю. О. Іванов

Проаналізовано основні фактори, що визначають довгострокову динаміку міграції ^{90}Sr і ^{137}Cs у ґрунтово-рослинному покриві території зони відчуження й зони безумовного (обов'язкового) відселення. Розглянуто процеси формування пулу мобільних форм радіонуклідів у ґрунтах на різних слідах випадін, динаміку вертикального переносу радіонуклідів у профілі ґрунту, динаміку надходження радіонуклідів у рослини. Зроблено кількісні оцінки динаміки зазначених процесів.

Ключові слова: радіонукліди, міграція, довготривала динаміка, чернобильська зона відчуження.

ANALYSIS OF FACTORS PREDETERMINED LONG-TERM DYNAMICS OF RADIONUCLIDES MIGRATION IN SOIL-TO-PLANT COVER

Yu. A. Ivanov

Main factors predetermined long-term dynamics of ^{90}Sr and ^{137}Cs migration in soil-to-plant cover of the territory of Chernobyl exclusion zone and the zone of absolute resettlement are analyzed. Processes of formation of the pool of radionuclides mobile forms in the soils on the various traces of fallout, dynamics of radionuclides vertical transfer in soil profile as well as dynamics of radionuclides transfer in soil-to-plant system is considered. Quantitative estimations of mentioned processes dynamics are calculated.

Keywords: radionuclide, migration, long-term dynamics, Chernobyl exclusion zone.

РАДИОЭКОЛОГИЯ УРБАНИЗИРОВАННОГО ЛАНДШАФТА НА ПРИМЕРЕ г. ПРИПЯТЬ

**С. П. Гашак, М. Д. Бондарьков, Ю. А. Иванов,
А. М. Максименко, В. И. Мартыненко, А. Н. Архипов**

*Международная радиоэкологическая лаборатория,
ГНИО "Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам и радиоэкологии", Славутич*

Приведены результаты анализа собственных и литературных данных об особенностях формирования и последующего развития радиоэкологической обстановки в г. Припять в 1996–2006 гг. Отмечено, что радиоэкологические процессы в условиях городской среды характеризуются специфическими чертами, отличающими их от аналогичных процессов, протекающих в лесных и луговых экосистемах. Прежде всего это выражается в канализации распределения и перераспределения радиоактивных веществ, в формировании специфических, свойственных только селитебному ландшафту мест аккумуляции радионуклидов, в повышенной начальной скорости вертикальной миграции радионуклидов в почве и др. Обращается внимание, что г. Припять – это уникальный природный комплекс, который необходимо сохранить для науки и человечества в том виде, в котором он есть.

Ключевые слова: урбанистический комплекс, радиоактивное загрязнение, миграция радионуклидов, г. Припять.

Введение

Рост урбанизации населения во всем мире и повышение риска радиоактивного загрязнения населенных пунктов (как регламентного или аварийного промышленного, так и в результате террористических актов с применением «грязного» оружия) повышает важность знаний об особенностях поведения радионуклидов в специфических условиях урбанизированного ландшафта. В этом отношении те исследования, которые были проведены в чернобыльской зоне, предоставляют бесценный и уникальный опыт, поскольку на ее территории расположено несколько крупных населенных пунктов и промышленных территорий и, прежде всего, это г. Припять (далее – Припять). Как и во всех других городах, «гомеостаз» этой экосистемы долгое время поддерживался постоянными усилиями человека. Но снятие этого воздействия после эвакуации населения запустило автореабилитационные процессы. Экосистемы, свойственные урбанизированным территориям, последовательно сменялись другими в сторону возвращения к самоподдерживающимся комплексам природного типа. В отличие от аналогичных процессов, протекающих в бывших сельскохозяйственных и лесных угодьях, трансформация городских экосистем имеет свою специфику. Она определяется наличием многоэтажных застроек, обширных участков с асфальтовыми и бетонными покрытиями, нетипичными для естественных условий почвами, гидрологическим режимом и т.д. Определенную роль играют и те последствия, которые возникли в результате деятельности человека уже в послеаварийный период. В связи с этим Припять является единственной в своем роде природной лабораторией. Она предоставляет возможности как для изучения особенностей распределения первичных радиоактивных выпадений в условиях городской среды, так и их дальнейшего перераспределения, а также для разработки и проверки на практике приемов характеристики и дезактивации загрязненных городских территорий.

Следует, однако, признать, что знания, наработанные за годы, минувшие после аварии, далеки от исчерпывающих. В большинстве случаев работы ограничивались лишь общей оценкой загрязнения города и изучением эффективности дезактивации построек, дорог и грунтовых участков [1–13]. Более того, основная масса исследовательских групп работала в Припяти только в первые пять лет после аварии, когда стратегическим направлением деятельности человека было возвращение города к жизни, когда на его территории создавались

работающие предприятия, общежития, восстанавливались коммуникации. Вследствие этого многие специфические аспекты городской радиоэкологии долгое время оставались без внимания. Многолетние наблюдения, которые выполняют службы радиоэкологического мониторинга [например, 14–15, 33], даже при всей их регулярности не дают никаких ответов на вопросы о закономерностях поведения радионуклидов в условиях городской среды.

Задачей настоящего сообщения является анализ результатов различных исследований, посвященных особенностям формирования и развития радиационной обстановки в условиях урбанистического комплекса и, прежде всего, на примере Припяти. За основу взята более ранняя публикация данного авторского коллектива [16], переработанная и дополненная в последующие годы.

Общая характеристика города

Припять на момент Чернобыльской аварии представляла собой молодой (16 лет), современный, компактный (около 4,5–5 км²) и интенсивно развивающийся город с преимущественно многоэтажной (5 - 9 - 16 этажей) застройкой. Структурно на территории города выделяли восемь жилых микрорайонов, а также некоторые прилегающие участки, используемые в качестве промышленных и рекреационных зон, либо – под будущую застройку (рис. 1). Наиболее старыми, а потому имеющими развитый древесно-кустарниковый покров были микрорайоны 1, 2 и 3. В молодых и еще строящихся микрорайонах 4 и 5 древесно-кустарниковый покров в значительной степени развился уже после аварии.



Рис. 1. Общая схема Припяти и прилегающей территории.
Цифрами на схеме указаны номера микрорайонов.

Припять расположена на правом берегу одноименной реки, на первой надпойменной террасе. Рельеф города преимущественно плоский, с небольшим уклоном в сторону речной поймы, высота над уровнем моря около 112,5 м, и только на юго-восточной окраине есть холмистые возвышения до 118–120 м. С северо-востока к городу подходят пойменные водоемы – Припятский затон и Семиходовский старик, которые до аварии имели соединение с р. Припять.

По данным института географии НАН Украины [17], на территории города заметны три варианта почвенно-гидрологических условий. Юго-восточная часть расположена на ис-

кусственно распланированной холмистой надпойменной террасе, сложенной хорошо отсортированными песками мощностью более 2 м, над которыми сформировались дерновые слабоподзолистые почвы. До строительства там росли беломошнные и зеленомошнные сосновые леса искусственного происхождения. Центральная часть города (до 50 % его общей площади) расположена на таких же песках, но уже с оглиненными прослойками; почвы представлены дерново-слабоподзолистыми пылевато-песчаными. До строительства города эти участки частично распахиwali или использовали под пастбища, частично они были засажены посадками сосны, которые впоследствии вошли в состав городских древесных насаждений. Северо-западная часть города расположена на пылеватых песках с прослойками легких суглинков и супесей на глубине 0,3–0,7 м; почвенный покров состоит из дерново-подзолистых пылевато-песчаных почв, глееватых с глубины 0,3–0,4 м. До строительства города эти участки распахиwali. В пойме, с северо-востока от Припяти, еще в период до аварии было намыто песчаное плато площадью до 90 га и высотой до 5–7 м, под дальнейшее развитие города. На момент аварии пески не имели никакого поверхностного закрепления.

Исходные ландшафтно-экологические условия претерпели значительные изменения в ходе городского строительства. Котлованы глубиной в несколько метров приводили к необратимым изменениям литогенной основы ввиду достижения уровня почвенных вод или даже пробивания водоупора. Легкие песчаные почвы укреплялись гравийными насыпями, засорялись строительным мусором, менялся их механический состав и химические свойства. Дополнительные изменения внесли послестроительные рекультивационные мероприятия в виде насыпания слоя торфа или лугового дерна, применения органических и минеральных удобрений, искусственного орошения. Вследствие этого образовалась довольно сложная мозаика почвенно-растительных условий.

В целом, постройки занимают около 18 % городской территории, асфальтовые и бетонные покрытия, частично уже покрытые детритовым и мелкоземным материалом – 20 %, гравийные и подобные им уплотненные покрытия искусственного происхождения – 23 %; природные условия (свежие боры) сохранились не более чем на 12 % территории; старые усадьбы с окультуренными почвами – 4 %; газоны, скверы и другие участки городского озеленения, где исходные условия были улучшены путем внесения удобрений и гумусных суглинистых почв, занимают около 24 % общей площади.

Формирование первичного радиоактивного загрязнения Припяти

Близкое расположение к аварийному энергоблоку (3 км) обусловило, хотя и не катастрофическое, но достаточно сильное загрязнение городской и прилегающей территории, что потребовало немедленную эвакуацию всего населения. Первое сформированное еще при взрыве реактора радиоактивное облако прошло на запад в 1,5–2 км южнее жилых построек [18], однако в последующем шлейф дыма многократно менял направление, в том числе и в сторону города. Более всего Припять пострадала 27–28 апреля, когда струя радиоактивных выбросов протянулась вдоль ее восточной окраины. Если 26 апреля уровень радиации по городу составлял 0,14–1,3 мЗв/ч, то уже к вечеру 27 апреля достиг 4,0–10,0, а местами – 15,0 мЗв/ч [19]. В то же время в силу погодных условий и в связи с аэродинамическими характеристиками аварийных выбросов осаждение радиоактивных веществ непосредственно на территории города не приняло таких масштабов, каким оно было даже на значительно более удаленных территориях.

Радиоактивные выпадения были представлены широким спектром продуктов ядерного деления, радионуклидами наведенной активности и трансурановыми элементами, выпавшими преимущественно в составе частиц мелкодиспергированного ядерного топлива и реакторных конструкционных материалов [1–4]. Поскольку большая часть изотопов имела короткий период полураспада, мощность радиационного фона с первых же недель стала стремительно падать, снизившись за 10 лет почти в 1000 раз [20]. И если в 1986 г. в анализируемых образцах обнаруживали несколько десятков радионуклидов, то в 1990 г. – уже не бо-

лее 10. В настоящее время на территории города наиболее легко регистрируют только ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{154}Eu , сумму $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Остальные радионуклиды находят только в следовых количествах.

Загрязнение города "сухими" выпадениями отразилось в характере их дискриминации между вертикальными и горизонтальными поверхностями [21]: различия в загрязнении соседствующих газонов и стен зданий достигали 10 раз, тогда как в других населенных пунктах, где радиоактивные осадки выпали преимущественно с дождями, такие различия достигали двух порядков величины.

Характерной особенностью загрязнения является широкая вариация и пестрота пространственного распределения выпадений (табл. 1 и 2) [1, 2, 4, 6, 11, 12, 14]. Наиболее загрязненными оказались восточные окраины (микрорайон № 1а до $24,1 \text{ МБк/м}^2$ по ^{137}Cs) и нежилые южные участки (до $7,4 \text{ МБк/м}^2$ по ^{137}Cs). Наименее пострадали микрорайоны № 4 и № 4а на северо-западе города ($0,74\text{--}1,85 \text{ МБк/м}^2$ по ^{137}Cs). При этом почти повсеместно обнаруживали пятна высоких локальных загрязнений (до нескольких 10 мЗв/ч), приходящиеся на газоны, клумбы, деревья, угловые сочленения у зданий, места скопления песка и пыли, что, по мнению исследователей, зависело от пыленакопительной способности их поверхностей. Аномально высокие уровни нередко находили у подъездов и входных дверей (до 16 мЗв/ч), что могло быть вызвано заносом радиоактивности на ногах людей.

Таблица 1. Плотность загрязнения Припяти по результатам различных исследований, МБк/м^2

Год, источник данных	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$	^{131}I	^{241}Am
1986–1988 (собственные)		0,08 – 24,1			
1986 [12]*				20,7–129,5	
1987–1988 [11]	0,26 – 23,3	0,93 – 20,7	0,0085 – 0,314		
1990 [6]		0,27 – 3,96			
1996 [14]	0,05 – 6,66	0,12 – 14,8	0,0015 – 0,204		
1998 [22]	0,15 – 3,92	0,02 – 4,55			
1999 [33]***	0,007 – 4,7	0,023 – 5,60	0,00026–0,086**		0,00038–0,096
2004 (собственные)	0,02 – 7,24	0,002 – 12,7	0,00002-0,155**		0,00003–0,200

* Расчетные данные. **Сумма изотопов: $^{238}\text{Pu} + ^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$. ***Только 0–5 -сантиметровый слой почвы. Загрязнение местности до аварии составляло: $^{90}\text{Sr} - 0,5\text{--}1,5 \text{ кБк/м}^2$, $^{137}\text{Cs} - 0,1\text{--}1,7 \text{ кБк/м}^2$ [19].

Таблица 2. Плотность радиоактивного загрязнения микрорайонов Припяти, кБк/м^2

Микро-район	Год получения информации и ее источник				
	1990 г. [6], среднее по 10 точкам, слой 0–10 см	1998 г. [22] min–max по 3 точкам, слой 0–30 см	2004 г. [собственные данные] min–max по 2–17 точкам, слой 0–10 см и 0–30 см		
	^{137}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
1	790	81–1340	150–1090	597–4092	276–3997
1-а	-	650–3640	740–3410	1311–12733	1104–7236
2	1330	240–1810	170–1930	313–3942	414–2375
2-а	3960	420–4550	520–3920	3642–5417	3371–3929
3	740	200–890	160–670	110–967	102–627
3-а	410	220–1080	280–1190	52–1078	53–661
4	270	20–2820	1090–2390	11–59	18–66
4-а	1410	610–4180	540–3660	80–355	71–249
4-б	-	490–740	180–330	2–3727	16–4760
5	520	350–1740	360–1110	159–6471	84–3667

Несмотря на то, что регулярную радиационную разведку города осуществляли уже с первых месяцев после аварии, наиболее детальная наземная гамма-съемка была выполнена только в 1988–1989 гг. [5]. Существенным дополнением в анализе радиоэкологических последствий стала аэрогаммасъемка 1992 г. (рис. 2). В 1996–1997 гг. нами была выполнена повторная детальная наземная гамма-съемка (рис. 3, табл. 3). Наземные исследования не только уточнили общий характер распределения выпадений, но и установили, что наиболее загрязненные участки ассоциированы с развитым древесно-кустарниковым покровом, особенно сосновых насаждений (микрорайоны 1, 1а, 2а, 3, 4б).



Рис. 2. Схема распределения радиоактивных выпадений (^{137}Cs) в районе Припяти.
По данным аэрогаммасъемки 1992 г., $\times 37 \text{ кБк/м}^2 \text{ (Ки/км}^2\text{)}$.



Рис. 3. Схема радиационной обстановки в Припяти по данным наземной гамма-съемки
в 1996–1997 гг., $\times 10 \text{ мкЗв/ч}$

Таблица 3. Мощность эквивалентной дозы в различных микрорайонах Припяти, мкЗв/ч

№ микро-района	Сроки измерений и источник данных			
	апрель-июнь 1988 г. [5]	август-ноябрь 1989 г. [5]	лето 1996 г. (собственные данные)	Май 1999 г. [33]
	$M \pm SE$	$m \pm SE$	$m \pm SD$	$m \pm SD$
1	$13,0 \pm 1,0$	$6,2 \pm 0,2$	$1,82 \pm 1,42$	$1,71 \pm 1,11$
1-а	-	-	$3,60 \pm 2,96$	$3,27 \pm 2,31$
2	$12,0 \pm 0,5$	$4,1 \pm 0,1$	$1,65 \pm 0,87$	$1,63 \pm 0,75$
2-а	$33,0 \pm 1,0$	$10,4 \pm 0,4$	$1,71 \pm 1,79$	$5,37 \pm 2,63$
3	$13,0 \pm 0,7$	$2,6 \pm 0,1$	$0,99 \pm 0,63$	$1,18 \pm 0,94$
3-а	$10,0 \pm 0,4$	$2,9 \pm 0,1$	$1,10 \pm 0,57$	$1,18 \pm 0,79$
4	$4,5 \pm 0,3$	$1,6 \pm 0,1$	$0,54 \pm 0,31$	$0,54 \pm 0,34$
4-а	$6,0 \pm 0,2$	$1,8 \pm 0,1$	$1,02 \pm 0,68$	$0,61 \pm 0,23$
4-б	-	-	$2,14 \pm 0,50$	$0,94 \pm 0,20$
5	$9,0 \pm 0,5$	$3,4 \pm 0,2$	$1,15 \pm 0,70$	$1,28 \pm 1,49$

Кроме того, наиболее загрязненными оказались верхние этажи зданий. Еще в 1987–1988 гг. было обнаружено, что загрязнение почвы в цветочных ящиках, установленных на балконах верхних этажей, в 1,1–3,7 раз выше, чем на нижних этажах [11]. Однако и 20 лет спустя, такой характер вертикального распределения радиационных условий сохранился. По нашим данным, даже в помещениях зданий с сохранившимися окнами мощность экспозиционной дозы на 5–9-х этажах в 1,2–1,6 раза выше, чем на первом (рис. 4). Причем этот эффект присутствует как в зданиях, подвергавшихся полной дезактивации, так и в тех, которые после аварии оставались нетронутыми (например, здания незавершенного строительства). Одной из причин данного эффекта мог быть перенос основного запаса радиоактивных выбросов на относительно большой высоте [18], но не исключается и сохранившееся с 1986 г. радиоактивное загрязнение крыш, поскольку в ряде случаев именно там регистрировали резкое повышение радиационного фона (см. рис. 4).

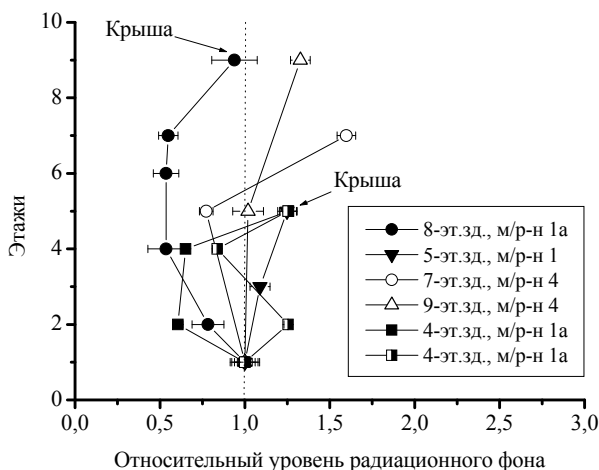


Рис. 4. Характер изменения гамма-фона по высоте здания относительно средних значений на уровне первого этажа, усл. ед. Данные 2006 и 2009 г.

Перераспределение выпадений характеризовалось относительно высокой скоростью вертикальной миграции. Если в мае 1986 г. основной запас активности находился в верхнем слое почвы (0–1 см), то уже в течение первого лета он заметно заглубился [1]. Осенью 1986

года только в 13 из 20 проанализированных почвенных кернов 95 % запаса ^{137}Cs находилось в верхнем слое (0–2 см), в остальных кернах было отмечено значительное проникновение радионуклида вглубь почвы. По всей видимости, значительную роль в этом сыграли дезактивационные работы, дожди и отсутствие развитого слоя дернины и листового опада. По результатам исследований 1998 г. [22] можно было выделить четыре основных типа вертикального распределения радионуклидов в почве (рис. 5):

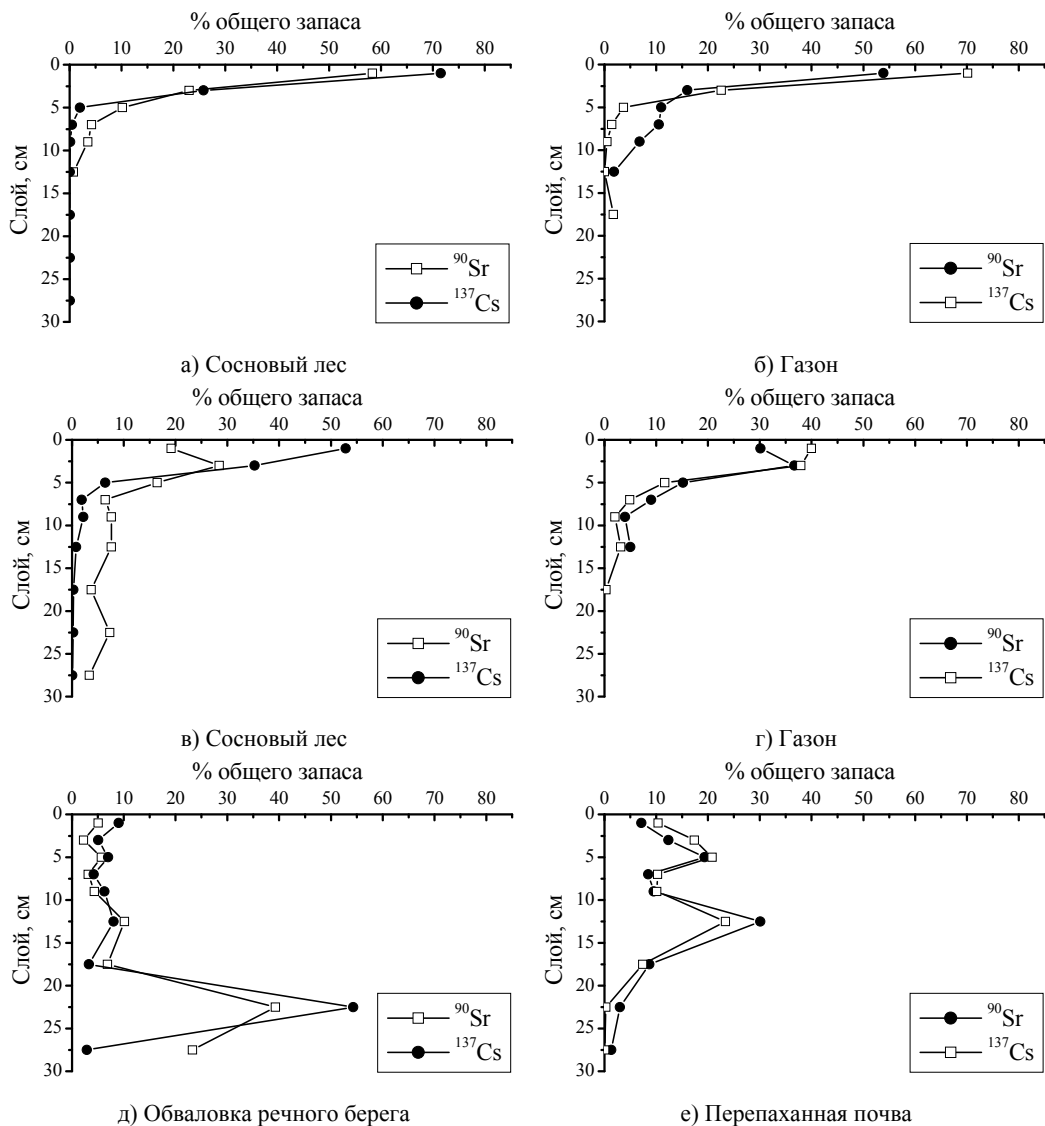


Рис. 5. Типы профилей вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Припяти: тип 1 – а, б; тип 2 – в, г; тип 3 – д, е.

1. Экспоненциальный профиль для ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах тяжелого механического состава – в 24 % исследованных профилей.

2. Перенос пика запаса радионуклидов в 3–7-сантиметровый слой в почвах легкого механического состава – в 31 % исследованных профилей.

3. Смещение максимума содержания радионуклидов на глубину от 10 до 30 см (результат проведения дезактивационных мероприятий в первые годы после аварии) – в 24 % исследованных профилей.

4. Неоднородный профиль распределения запаса радиоактивности (несколько максимумов в профиле) – результат проведения дезактивационных мероприятий в первые годы после аварии – в 21 % исследованных профилей.

Существует и множество промежуточных модификаций. Однако в 50 % случаев более 10 % общего запаса ^{90}Sr расположено ниже 10-сантиметрового слоя, а в некоторых точках – от 30 до 80 %; тогда как не менее 90 % запаса ^{137}Cs в 76 % случаев находилось в верхнем 0–10-сантиметровом слое. Т.е. независимо от общего характера распределения активности, ^{90}Sr демонстрирует более глубокое проникновение в нижние горизонты. В связи с этим регламентный контроль только верхнего 0–5-сантиметрового слоя почвы, который выполняло ГП «РАДЭК» [33], не мог дать представлений о развитии радиационной ситуации в городе.

Текущее поведение радионуклидов в почве нашло свое отражение и в их биологической доступности. Коэффициенты перехода (КП) ^{90}Sr из почвы в растения оказались на 1–2 порядка выше, чем КП ^{137}Cs (рис. 6). В целом для города отмечены широкие пределы варьирования этих показателей. Существенная вариация значений установлена и для показателей радиоактивного загрязнения животных (табл. 4).

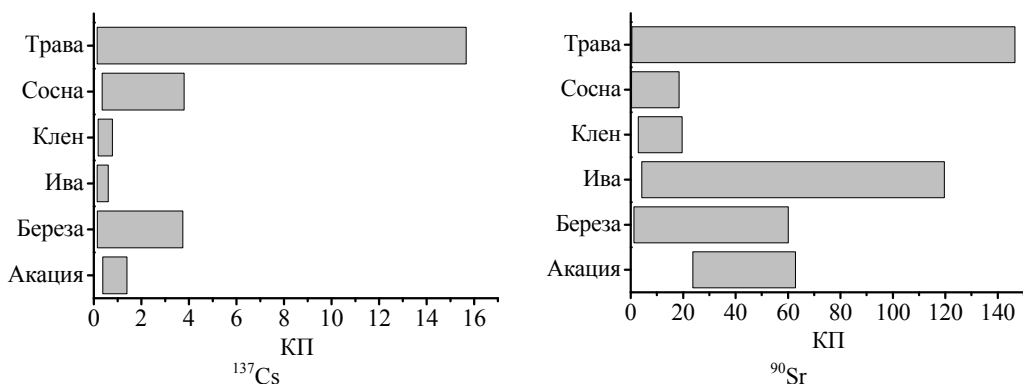


Рис. 6. Диапазон значений КП радионуклидов в звене «почва – растения» в Припяти в 1998 г. [22], (кБк/кг)/(МБк/м²).

Влияние мероприятий по дезактивации города на развитие радиоэкологической ситуации

Проведение дезактивационных работ внесло существенные коррективы в характер радиоактивного загрязнения Припяти. Уже в мае 1986 г. были проведены опытные работы по дезактивации зданий 4-го микрорайона [1, 2, 7], а в июне силами военных с помощью воды и спецрастворов было обработано 70 % городских построек. Наименее поддавались обычной дезактивации битумные и шероховатые (бетонные, кирпичные) поверхности. В течение лета улицы города регулярно обрабатывали средствами пылеподавления. В сентябре 1986 г. были развернуты работы по тотальной дезактивации 4-го микрорайона: снимался верхний 10–15-сантиметровый слой грунта с последующим его захоронением (9,9 га), отдельные участки засыпались более чистым песком (5–10 см), нарушенные грунтовые поверхности обрабатывали силикатно-виниловым составом. Асфальтобетонные поверхности обрабатывали глинистыми растворами, которые затем просто смывали на обочину. При проведении интенсивной дезактивации, во избежание попадания радиоактивных веществ в р. Припять, произво-

дился тампонаж проливневой канализации. Радиоактивные вещества в результате неполного удаления концентрировались в местах стока моющих средств: у обмостков зданий, водотоков, в канализационной системе, на грунтовых обочинах дорог и дорожек заглублялись по почвенному профилю.

Таблица 4. Радиоактивное загрязнение организма мелких млекопитающих на территории Припяти в 1995–1997 гг.

Вид животного	Среднее	Стандартное отклонение	Диапазон значений	Выборка
⁹⁰ Sr в скелете, Бк/г				
<i>Apodemus agrarius</i>	17,6	37,4	1,0 – 226,6	35
<i>Sylvaemus flavicollis</i>	26,8	54,0	1,7 – 175,9	10
<i>Sylvaemus sylvaticus</i>	20,3	4,5	15,1 – 23,7	3
<i>Microtus arvalis</i>	55,5	62,1	2,0 – 264,1	42
<i>Mus musculus</i>	23,7	92,6	0,7 – 494,8	28
<i>Myodess glareolus</i>	14,8	16,3	0,8 – 63,7	22
<i>Sorex araneus</i>	53,9	40,6	4,6 – 137,3	8
¹³⁷ Cs в мышцах, Бк/г				
<i>Apodemus agrarius</i>	7,6	17,6	0,5 – 89,1	36
<i>Sylvaemus flavicollis</i>	2,0	2,6	0,3 – 8,9	10
<i>Sylvaemus sylvaticus</i>	9,5	16,3	0,3 – 53,0	12
<i>Microtus arvalis</i>	18,5	108,5	0,2 – 791,0	53
<i>Mus musculus</i>	7,3	13,9	0,3 – 75,6	30
<i>Myodes glareolus</i>	18,2	41,7	0,3 – 195,4	22
<i>Sorex araneus</i>	4,9	5,8	0,3 – 19,3	9

На тех участках, где дезактивацию проводили методом удаления дернины, листового опада и верхнего слоя почвы, радиационная обстановка улучшалась в десятки раз. Однако так поступили лишь кое-где, поскольку тотальная дезактивация была сопряжена с огромными трудозатратами и возникающей проблемой утилизации больших объемов радиоактивных отходов (РАО). К тому же, достигнутый эффект имел тенденцию нивелироваться со временем. Так, на одном из участков 4-го микрорайона в 1989 г. был удален верхний слой почвы на глубину до 10–15 см, а затем этот участок перепахали с переворотом пласта почвы, засеяли травой и закрепили силикатно-виниловым раствором. Уже через год там были отмечены тенденции вторичного загрязнения, а в 2001 г. вертикальное распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs было подобно распределению на контрольном участке, хотя и с более выраженным заглублением (табл. 5, рис. 7) [10]. Если в контроле основной запас радионуклидов по-прежнему находился в верхних 0–5-сантиметровых (¹³⁷Cs) и 5–10-сантиметровых (⁹⁰Sr) слоях, то на дезактивированных участках заметно ниже. При этом четко просматривалась тенденция к более глубокому залеганию ⁹⁰Sr. На участках дезактивации под развитыми древесными насаждениями по истечению 10 лет произошло повторное формирование «загрязненной» подстилки за счет регулярного опада растительной органики. Обращает на себя внимание дифференциация ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в подстилке контрольного и опытного участков, что, по всей видимости, связано с различными механизмами формирования ее радиоактивного загрязнения (либо только опад растительной органики, либо опад плюс первичные выпадения).

Таблица 5. Распределение запаса радионуклидов по профилю почвы в 2001 г. на участках, где в 1989 г. применялись методы тотальной дезактивации территории [10], % от запаса

Слой почвы, см	Участок без древесной растительности (4-й микрорайон)				Сосновые посадки (4-6 микрорайон)			
	Опыт *		Контроль		Опыт **		Контроль	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Подстилка	—	—	—	—	10,4	4,56	48,5	7,50
0 – 5	42,6	35,2	90,2	27,2	60,8	40,3	47,1	63,5
5 – 10	32,6	28,5	8,4	68,5	17,6	13,9	2,37	7,50
10 – 15	18,4	27,6	0,75	1,35	6,80	14,8	1,30	7,81
15 – 20	2,19	3,32	0,19	0,74	1,61	12,7	0,49	8,16
20 – 25	1,20	1,11	0,32	0,53	2,10	8,20	0,12	3,55
25 – 30	0,41	0,48	0,08	0,38	0,66	5,52	0,06	2,03
30 – 35	1,66	0,94	0,07	0,59				
35 – 40	0,91	2,75	0,03	0,66				
Плотность загрязнения, кБк/м ²	0,12±0,04	0,07±0,02	1,45±0,42	0,95±0,31	0,19±0,07	0,20±0,07	3,93±1,31	3,96±1,32

* Удалялся верхний слой почвы.

** Удалялась лесная подстилка.

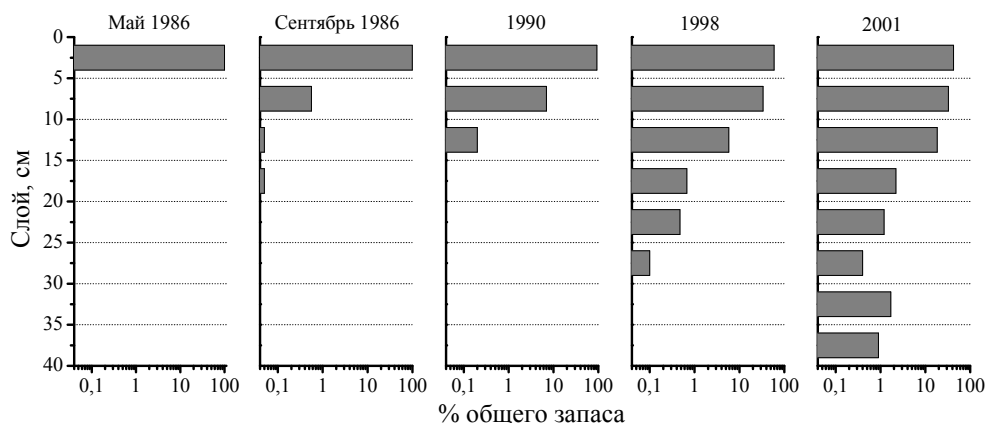


Рис. 7. Изменение распределения ^{137}Cs по профилю почвы в микрорайоне № 4 в период с мая 1986 по 2001 г. (участки, подвергнувшиеся тотальной дезактивации) [10].

Мероприятия по тотальной дезактивации земель со временем отразились и на биодоступности радионуклидов. Во всех случаях удаление богатого гумусированного слоя без дополнительной комплексной рекультивации, привело к снижению сорбционных свойств почвы и повышению коэффициентов перехода радионуклидов в растительность (рис. 8).

Специфические особенности городской радиоэкологии

Известно, что особенности ландшафта (форма поверхности, тип почвы, увлажнение, растительный покров, хозяйственное использование) играют важную роль уже на первом этапе распределения радиоактивных выпадений, и от них же зависят и последующие процессы перераспределения [23, 24]. Спецификой городских условий является наличие большого количества многоэтажных зданий, развитой системы наземных и подземных коммуникаций, огромных площадей вертикальных и горизонтальных водонепроницаемых поверхностей.

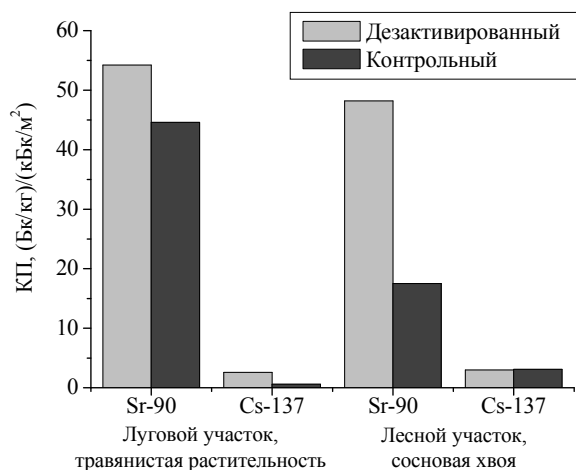


Рис. 8. КП ^{90}Sr и ^{137}Cs в растительность на дезактивированном и нетронутых участках [10].

Высотные постройки должны рассекают и перенаправлять воздушные потоки, создавая специфическую микроструктуру распределения выпадений, однако в отношении Припяти этот аспект так и остался неизученным. Точно также слабоизученным остался и вопрос о влиянии качества искусственных поверхностей на дальнейшее перераспределение радиоактивности. В этом отношении некоторые исследователи рассматривают целый комплекс факторов, определяющих как скорость адгезии радиоактивных выпадений, так и их последующую прочность [25]: угол наклона поверхности, предельный угол смачивания, шероховатость поверхности, пористость поверхности, фрактальная размерность поверхности, биогенные образования и процессы на поверхности, техногенное воздействие на поверхность до и после загрязнения. Эти же авторы подчеркивают огромную роль поверхностных биогенных образований (мхи, лишайники, водоросли и т.п.) в загрязнении урбанистических элементов, поскольку они не только изменяют адгезионные свойства поверхности, но и склонны накапливать радионуклиды в 5–50 раз больше, чем высшие растения. Этот последний аспект является более чем актуальным для Припяти, где в силу отсутствия населения поверхности городских построек и коммуникаций все в большей степени покрываются биогенными образованиями.

Выполненные в 2004–2005 гг. исследования показали, что обычные строительные материалы (кирпич и облицовочная плитка) являются лишь условно непроницаемыми для радиоактивных выпадений [26]. Удельный запас ^{90}Sr и ^{137}Cs в сквозном керне белого и красного кирпичей оказался сопоставимым с запасом радионуклидов на прилегающей территории, тогда как в облицовочных плитках (глазурованной и неглазурованной) он был на два порядка меньше. При этом в поверхностном 0–5-миллиметровом слое белого кирпича находится 82–99 % ^{90}Sr , 77–99 % ^{137}Cs , тогда как в таком же слое красного кирпича – лишь 42–86 % ^{90}Sr и 27–54 % ^{137}Cs (рис. 9). В облицовочных плитках запас радионуклидов распределен более или менее равномерно. Установлено также, что почти во всех случаях ^{90}Sr проник в строительные материалы глубже, чем ^{137}Cs . По предварительным данным, одним из важных факторов, которые повлияли на характер распределения радионуклидов, является плотность строительных материалов и ее распределение по глубине исследуемых образцов. Другие причины – химические свойства вещества, из которого состоят строительные материалы.

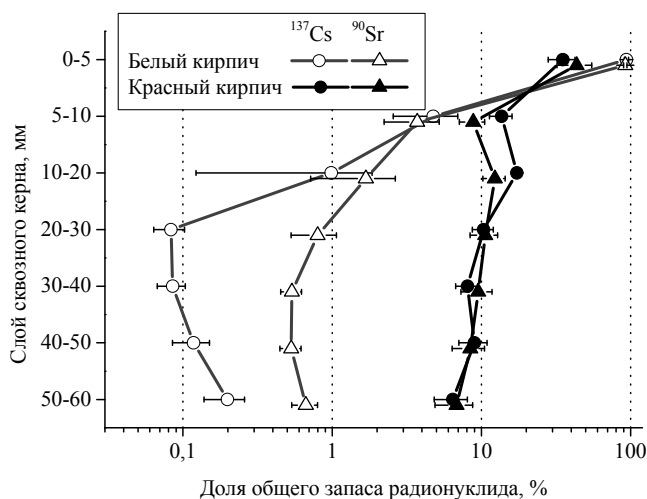


Рис. 9. Распределение общего запаса ^{90}Sr и ^{137}Cs вдоль керна, извлеченного из строительных материалов в Припяти в 2004 г. [26].

Рассматривая особенности городской радиоэкологии, невозможно не упомянуть о роли водосточных труб, дренажных канав, дорог, подземных коммуникаций, способствующих образованию специфических для урбанизированных территорий мест депонирования радиоактивных веществ или участков с повышенной интенсивностью их миграции. Однако и этот аспект еще не изучен.

В то же время по результатам нашего обследования одного из дворов Припяти (микрорайон № 2, лето 1998 г.) было показано, что вдоль бордюров, отмосток зданий и щелей на асфальто-бетонных покрытиях происходит закономерное повышение радиационных показателей (рис. 10). Также радиационный фон заметно повышается в местах естественной аккумуляции минерально-органического субстрата, образующихся в результате действия погодных факторов или биоты.

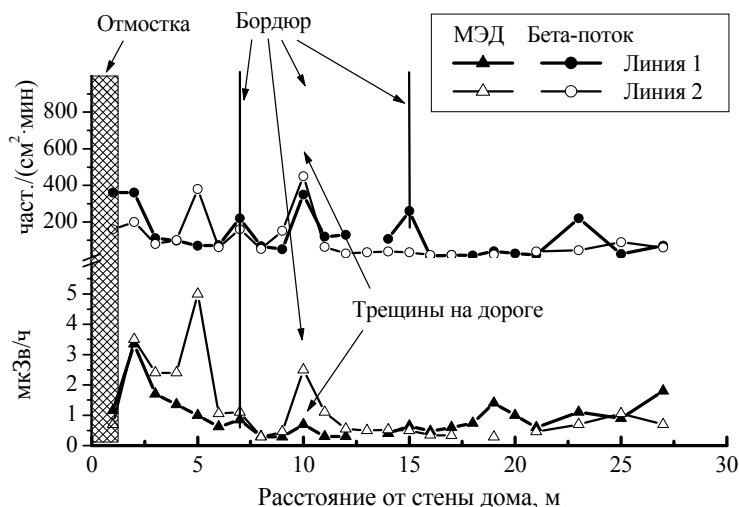


Рис. 10. Особенности изменения радиационных показателей вдоль перпендикулярной линии от стены здания на высоте 10 см от поверхности грунта [22].

Деятельность человека только усиливает проявление специфических особенностей городской среды. Так, в результате работ по дезактивации и пылеподавлению полотно дороги становится в несколько раз «чище», чем обочина, и в десятки раз, чем прилегающие к обочине грунтовые участки [8]. К аналогичному результату привела регулярная дезактивация бетонных поверхностей и авиатехники гомельского аэродрома [27]. Передвижение транспорта по дорогам, даже без заезда на обочину, вызывает увеличение концентрации радиоактивных веществ в воздухе в десятки и сотни раз по сравнению со значениями в 50–200 м от дороги [8].

Предварительный анализ имеющейся информации указывает на то, что характер пространственного распределения выпадений на территории Припяти в известной степени связан с характером растительного покрова. Известно, что в первые недели после аварии наибольшая адгезия аэрозолей происходила в кронах деревьев, поэтому даже на соседствующих друг с другом лесных и луговых участках первичное загрязнение было выше в лесу [28]. На момент аварии городские древесные насаждения не только имели разную степень возрастного развития, но и различную степень развития листвы. В настоящее время уже сложно говорить о том, какой была первичная динамика воздушных потоков в Припяти в апреле 1986 г. Поэтому частое сочетание высоких плотностей радиоактивного загрязнения территории с участками развитой на момент аварии древесной растительности можно рассматривать и как необычное совпадение, и как закономерность. Именно наиболее старые микрорайоны города (№ 1, 1а, 2, 2а, 3) имели развитый древесно-кустарниковый покров, и именно они оказались наиболее грязными. Более того, как уже отмечалось, наибольшие уровни загрязнения на территории города приходятся на сосновые насаждения, т.е. на растительность, имевшую в конце апреля наиболее развитую поверхность адгезии. Следует добавить, что наивысшие уровни адгезии радиоактивных выпадений в древесной растительности (по сравнению с другими поверхностями) установлены и в странах Западной Европы [21].

Не меньшее влияние на развитие радиационной ситуации должно было сыграть состояние почвенного покрова весной 1986 г. В городских парках и скверах, в результате регулярной уборки опавших листьев, слой подстилки был намного тоньше, чем в лесу, либо вообще отсутствовал. Это должно было привести к более глубокому и быстрому проникновению радиоактивных веществ в почву, чем в лесах. Темпы вертикальной миграции радионуклидов на задерненных газонах должны были быть ниже, чем на перекопанных клумбах (огородах), т.е. точно так же, как это было установлено для лугов и пахот [29]. То же самое касается и различий в миграции радионуклидов на участках с развитым древесно-кустарниковым покровом и на участках, имеющих только травянистую растительность (лес – луг) [28].

О подобных специфических урбанистических особенностях формирования и развития радиационной обстановки сообщается и по результатам обследований российских городов Пенза и Плавск [30]. По состоянию на 1994–1998 гг., возникшее там в результате Чернобыльской аварии загрязнение характеризовалось заметно большей вариабельностью уровней загрязнения, чем это имело место в ближайших окрестностях. В городах наиболее загрязненными оказались аккумулятивные ландшафты в поймах рек и ручьев и в местах сливов, где уровни загрязнения увеличивались до 2 – 3 раз относительно средних по городу. В то же время сообщается, что в местах аккумуляции первичный наиболее загрязненный горизонт оказался захороненным под более чистыми наносами. Локальные пятна загрязнения (до 3–5 раз более высокие) также отмечаются в виде ленточных аномалий шириной 1– 5 м вдоль границ смены асфальтовых покрытий естественными грунтами (вдоль дорог, края дворов, скверов). При этом в большинстве случаев они имеют развитую травянистую или кустарниковую растительность. Также отмечено, что более высокие уровни загрязнения существуют в местах одноэтажной застройки и в местах содержания домашнего скота. А самые высокие показатели излучения выявлены в лесных и лесопарковых зонах, особенно, где развит моховый покров. Авторы также указывают, что в условиях городов вертикальное распределение

радионуклидов в почве характеризуется более глубоким перемещением пика активности, чем это имеет место в естественных ландшафтах.

Анализируя развитие радиационной ситуации в Припяти, надо осознавать, что не все, что здесь отмечено можно экстраполировать на другие города. Целый ряд специфических особенностей присущ только этому природно-территориальному комплексу. Прежде всего, это всеобщее «одичание» городской среды. Микроорганизмы, растения и животные все более осваивают город, активно воздействуют на его элементы, повреждая и разрушая их и способствуя перераспределению радиоактивных веществ и формированию новых локальных загрязнений. Даже в тех районах города, где на момент аварии существовал бедный и преимущественно травянистый растительный покров (например, городской стадион), в настоящее время имеется развитая древесно-кустарниковая растительность и хорошо задерненные открытые участки. В старых же микрорайонах города сформировались практически лесные условия, с многоярусной структурой насаждений. Это, в свою очередь, отражается и на микроклимате, и на степени гумусирования и увлажнения почв [31], и на богатстве почвенной фауны, и, в конечном итоге, может влиять на миграционные свойства радионуклидов, о чем сообщалось по отношению к другим ландшафтам чернобыльской зоны [28, 29, 32]. Значительная часть площади искусственных поверхностей в настоящее время находится под слоем наносного мелкозема, песка, детрита, опавшей растительной органики, и поросла травянистыми и даже древесными растениями. Восстановился почвенный горизонт подстилки, происходит естественное разрыхление уплотненных верхних слоев животными и корнями растений [31]. Отмечены активные процессы образования ювенильных почв и гумификации. Уже через девять лет после аварии на участках искусственных твердых покрытий были найдены вполне сформировавшиеся почвы с выраженными генетическими горизонтами H_d , H , Ph , P (общей мощностью до 25 см). В то же время по причине залегания ювенильных почв на плотных и еще не разрушившихся искусственных покрытиях они отличаются слабой устойчивостью к действию водной, ветровой и биогенной эрозии, что, в свою очередь, приводит к постоянному перераспределению радиоактивности. Ярким примером этого является регулярное перекапывание кабанами всех аккумулятивных образований вдоль дорожных бордюров, падение отяжелевших деревьев с выворачиванием участков асфальто-бетонных поверхностей.

Заключение

Радиоэкологические исследования, проведенные в 1986–2006 гг. в Припяти, со всей очевидностью показали, что формирование радиоактивного загрязнения городской среды и дальнейшее его развитие имеют целый комплекс специфических черт, не свойственных природным, полуприродным и аграрным ландшафтам. Знание этих особенностей и закономерностей как с теоретической, так и с практической точек зрения является исключительно важным в условиях постоянного роста урбанизации населения Земли и постоянного ухудшения экологических условий. Тем не менее, следует признать, что в связи с отсутствием комплексных исследований пока можно констатировать только сам факт существования специфики радиационной экологии урбанизированных экосистем. В этом отношении Припять, как естественная большая лаборатория, предоставляет большие возможности для решения многих научных проблем. И в связи с этим этот город должен быть сохранен для человечества в таком виде, в каком он есть.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Каратев Б. А., Миронов Е. В., Черниченко А. А., Шуйский Д. Б.* Дезактивация жилого фонда и территории г. Припять (1986 г.) // Докл. 1-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС “Чернобыль-88” / Под ред. Е. И. Игнатенко. – Чернобыль, 1989. – Т. 7, ч. 2. – С. 90–97.

2. Каратев Б. А., Кондрашов А. А., Миронов Е. В. и др. Опытная дезактивация объектов населенных пунктов, расположенных в 30-км зоне ЧАЭС, в начальный послеаварийный период // Там же. – С. 200–207.
3. Прохоренко О. Д., Петров С. В., Тихомиров Д. Д. и др. Формирование радиационной обстановки при массированном загрязнении территории радиоактивными веществами (на примере г. Припять) // Там же. – 1989. – Т. 1 – С. 34–39.
4. Теплов П. В., Шапошников Б. Г., Грошев И. М. и др. Исследование радиационной обстановки на Чернобыльской АЭС после аварии // Там же. – С. 40–133.
5. Буянов Н. И., Ретин В. С., Зеленский А. В. и др. Характеристика гамма-поля на территории г. Припять в 1989 г. // Докл. 2-го науч.-тех. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-90". Радиационный мониторинг. – Чернобыль, 1990. – Т. 1, ч. 1. – С. 120–125.
6. Буянов Н. И., Лихтарев И. А., Лось И. П., Моисеев А. А. Радиоактивное загрязнение почв г. Припяти в результате аварии Чернобыльской АЭС // Там же. – С. 126–132.
7. Игнатенко Е. И., Комаров В. И., Зверков В. В., Проскуряков А. Г. Радиационная обстановка в пределах 30-км зоны Чернобыльской АЭС // Докл. 1-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-88" / Под ред. Е. И. Игнатенко. – Чернобыль, 1989. – Т. 1. – С. 4–11.
8. Демин С. Н., Мамин А. И., Сухоручкин А. К. и др. Локальные концентрации радионуклидов в воздухе при антропогенной деятельности в зоне ЧАЭС // Докл. 3-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-92" / Под ред. Е. И. Игнатенко. – Чернобыль, 1992. – Т. 1, ч. 2. – С. 318–325.
9. Патриляк К. И., Благоев В. В., Кухарь В. П. и др. Опыт пылеподавления и закрепления пылящих территорий в зоне отчуждения и за ее пределами // Докл. 1-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-88" / Под ред. Е. И. Игнатенко. – Чернобыль, 1989. – Т. 6. – С. 192–206.
10. Звіт про науково-дослідну роботу «Оцінка наслідків дезактивації території за різними засобами». № 13/162н-99 / Державне спеціалізоване науково-виробниче підприємство «Чернобильський радіоекологічний центр», 2001.
11. Гаврилюк В. И., Комаров В. И., Куклев В. Ф. и др. Особенности загрязнения городских территорий (на примере г. Припяти) // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии: Труды I Всесоюз. конф., Обнинск, июнь 1988 г. : [в 2 т.] / Под ред. Ю. А. Израэля, т. 1, разд. 2. – СПб. : Гидрометеиздат, 1993.
12. Талерко М. М., Кузьменко Г. Г., Шедеменко І. П. Реконструкція динаміки радіоактивного забруднення приземного повітря та земної поверхні міста Прип'ять в початковий період аварії на Чорнобильській АЕС методами математичного моделювання розповсюдження радіонуклідів в атмосфері // Тез. докл. Міжнарод. конф. "Двадцять лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее". 24–26 апреля 2006 г., Киев. – К., 2006. – Т2-64. – С. 278.
13. Consequences of accidental contamination of the urban environment // Proc. of a Workshop Radiation Protection Dosimetry, 9 – 12 June, 1987, Roskilde, Denmark, 1987. – Vol. 21, № 1–3.
14. Радіаційний моніторинг зони відчуження (Огляд підготовлено ДП «РАДЕК») // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – Лютий 1997. – № 4(9). – С. 8–28.
15. Деревец В. В., Кіреєв С. І., Обрізан С. М. та ін. Радіаційний стан зони відчуження. 15 років після аварії // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – Квітень 2001. – № 17. – С. 5–19.
16. Baryakhtar V. G., Bondarkov M. D., Gaschak S. P. et al. The Radioecology of an Urban Landscape, Using the Example of Pripyat // Sci. and Pollut. Res. – 2003. – Special Issue № 1. – P. 63–72.
17. Заключний звіт про дослідження у 1996–1997 роках за договором № 96/2.1.3/2 "Вивчення процесів самовідновлення та міжкомпонентних зв'язків у біоті ландшафтів зони відчуження Чорнобильської АЕС" / Ін-т географії НАН України. – К., 1997.
18. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю. А. Израэля. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 296 с.
19. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В. Г. Баряхтара. – К.: Наук. думка, 1995. – 560 с.
20. Герасько В. Н., Ключников А. А., Корнеев А. А. Объект «Укрытие». История, состояние, перспективы / Под ред. А. А. Ключникова. – К., 1997. – 224 с.

21. Roed J., Andersson K. G., Sobotovitch E. et. al. Distribution of Radionuclides in urban Areas and their removal. // Proceed. of the First Intern. Conf. "The radioecological consequences of the Chernobyl accident". Minsk, Belarus. 18–22 March 1996 (Ed. by A. Karaoglou, G. Desmet, G. N. Kelly, H. G. Menzel) – EUR 16544 EN. – ECSC-EC-EAEC. - Brussels&Luxembourg, 1996. – P. 49–58.
22. *Звіт за договором № 13/136н-98 «Виконання комплексних кондиційних робіт з радіоекологічного картографування полігонів зони відчуження в масштабі 1:10000 з використанням нових технічних засобів» / ДП «Чорнобильський науково-технічний центр міжнародних досліджень». – Чорнобиль, 1998.*
23. Давыдчук В. С., Михели С. В. Ландшафтные критерии оценки опасности вторичного ветрового подъема радиоактивных веществ // Докл. 2-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-90" / Под ред. Е. В. Сенина. – Чернобыль, 1990. – Т. 6, ч. 3. – С. 76–90.
24. *Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов / В. С. Давыдчук, Р. Ф. Зарудная, С. В. Михели и др. – К.: Наук. думка, 1994. – 112 с.*
25. Zlobenko B., Fedorenko Yu., Sobotovich E. Contamination behaviour on the surface of building materials. In: Proceedings Volume 2 of the International Congress "ECORAD 2001", Aix-en-Provence (France), 3 - 7 Sept., 2001 // Radioprotection – Colloques, 2001. – Vol. 37, C1. – P. 1159–1164.
26. Bondarkov M., Gaschak S., Maksimenko A. et al. Penetration of radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs) into construction materials in the Chornobyl zone // Proc. of the 2nd International Conference on Radioactivity in the Environment. 2–6 Oct. 2005, Nice, France. – Norwegian Radiation Protection Authority, Osteras, Norway, 2005. – P. 483–486.
27. Буракевич А. Р., Попов В. И., Попова М. П., Портман А. И. Радиационная обстановка на территории Гомельского аэропорта // Докл. 3-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-92" / Под ред. Е. И. Игнатенко. – Чернобыль, 1992. – Т. 1, ч. 2 – С. 326–336.
28. Щеглов А. И., Цветнова О. Б., Казаков С. В. Распределение радионуклидов в почвах различных биогеоценозов (БГЦ) 30-км зоны ЧАЭС // Докл. 2-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-90" / Под ред. Е. В. Сенина. – Чернобыль, 1990. – Т. 6, ч. 3. – С. 130–154.
29. Мартюшов В. В., Базылев В. В., Спиринов Д. А. К вопросу о миграции радионуклидов в звене радиоактивные выпадения-почва // Докл. 3-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-92" / Под ред. Е. И. Игнатенко. – Чернобыль, 1992. – Т. 1, ч. 2 – С. 372–379.
30. Квасникова Е. В., Титкин Г. И. Особенности динамики уровней радиоактивного загрязнения в городских ландшафтах (на примере гг. Пенза и Плавск) // Труды Междунар. конф. «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». Т. 1. Москва 24–26 апреля 2000 г. – СПб.: Гидрометеоздат, 2000. – С. 765–769.
31. Тютюнник Ю. Г., Бедная С. М. Изменение растительного покрова в урбанизированных ландшафтах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. – Чернобыль, 1998. – 40 с. – (Препр. / НАН Украины. МНТЦ "Укрытие"; 98-5).
32. Мамихин С. В., Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И. Распределение радионуклидов в лесных и луговых биогеоценозах 30-км зоны ЧАЭС // Докл. 2-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС "Чернобыль-90" / Под ред. Е. В. Сенина. – Чернобыль, 1990. – Т. 6, ч. 3. – С. 116–129.
33. Радиационная обстановка на территории зоны отчуждения в 1999 г.: (Отчет) / ЦРЭМ ГП РА-ДЭК, 1999.

РАДІОЕКОЛОГІЯ УРБАНІЗОВАНОГО ЛАНДШАФТУ НА ПРИКЛАДІ м. ПРИП'ЯТЬ

С. П. Гащак, М. Д. Бондарьков, Ю. О. Иванов, А. М. Максименко,
В. І. Мартиненко, А. М. Архипов

Наведено результати аналізу власних та літературних даних щодо особливостей формування та подальшого розвитку радіоекологічних умов у м. Прип'ять в 1996–2006 рр. Відзначено, що радіоекологічні процеси в умовах міського середовища характеризуються специфічними рисами, які відрізняють їх від аналогічних процесів, що відбуваються в лісових і лучних екосистемах. Перш за все це

проявляється в каналізації розподілу та перерозподілу радіоактивних речовин, у формуванні специфічних, властивих тільки селітебному ландшафту місць акумуляції радіонуклідів, у підвищеній початковій швидкості вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті тощо. Звертається увага, що місто Прип'ять – це унікальний природний комплекс, який потрібно зберегти для науки і людства в тому вигляді, в якому він є.

Ключові слова: урбаністичний комплекс, радіоактивне забруднення, міграція радіонуклідів, м. Прип'ять.

RADIOECOLOGY OF AN URBAN LANDSCAPE ON THE EXAMPLE OF PRIPYAT

**S. P. Gashchak, M. D. Bondarkov, Yu. O. Ivanov, A. M. Maksimenko,
V. I. Martynenko, A. M. Arkhipov**

The results of analysis of own and published data about the peculiarities of formation and subsequent development of radioecological situation in the town of Prip'yat in the 1996–2006 years are given. It is noted that radioecological processes in the urban environment characterized by specific features that distinguish them from similar processes taking place in forest and meadow ecosystems. First of all, it is expressed in canalization of distribution and redistribution of radioactive substances, in formation of specific locations of radionuclide accumulation, peculiar only to urban landscape, in high initial speed of radionuclides vertical migration in the soil. It is emphasized that the town of Prip'yat – an unique natural complex, that should be preserved for Science and Mankind in the form it is.

Keywords: urban complex, radioactive contamination, migration of radionuclides, Prip'yat.

КОМПЛЕКСНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА СУХОПУТНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА БЕРЕГАХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС НАКАНУНЕ ЕГО ОСУШЕНИЯ

С. П. Гашак, Б. Я. Осколков, М. Д. Бондарьков, А. М. Максименко,
В. М. Максименко, В. И. Мартыненко,

*Международная радиэкологическая лаборатория,
ГНИО «Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам
и радиэкологии», Славутич*

Томас Г. Хинтон

Саванна-Риверская экологическая лаборатория, Айкен, Южная Каролина, США

В связи с планируемым выводением из эксплуатации водоема-охладителя Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) была проведена оценка текущего радиационного и экологического состояния его прибрежных природных комплексов с целью получения базовой исходной информации для последующего мониторинга ситуации и оценки рисков последствий, которые могут иметь место на суше во время и после спуска воды. На берегах водоема были выбраны три участка (200 × 200 м) и в период с 2007 по 2009 г. проведена их радиэкологическая характеристика, включающая описание ландшафта, растительных и животных комплексов, особенностей пространственного распределения мощности эквивалентной дозы, а также параметров накопления ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в различных объектах прибрежной экосистемы (вода, донные отложения, прибрежная и сухопутная растительность, различные группы наземных мелких позвоночных животных). Полученные данные послужат отправной точкой для дальнейших наблюдений и анализа.

Ключевые слова: водоем-охладитель ЧАЭС, радиэкологический мониторинг, выводение из эксплуатации, биоценозы побережья.

Введение

Водоем-охладитель ЧАЭС (далее по тексту – ВО) является наибольшим (22 км²) замкнутым технологическим водоемом зоны отчуждения и Украинско-Белорусского Полесья в целом. За более чем 30-летний период существования он превратился в относительно богатую экосистему. По оценкам 1999–2000 гг., там обитает 36 видов рыб, а общие запасы ихтиофауны составляли не менее 6–8 тыс. т [1]. В ВО отмечено более 500 видов водорослей, свыше 200 видов беспозвоночных [2]. Биомасса всех гидробионтов достигает 60000–100000 т. Кроме того, прибрежная растительность, прилегающие мелкие водоемы и луга привлекают множество птиц и млекопитающих. Но уникальность ВО в первую очередь определяется его зависимостью от человека и содержанием огромного количества радиоактивных веществ, попавших туда в результате аварии 1986 г.

ВО содержит около 35–42,5 ТБк ^{90}Sr , 170–288 ТБк ^{137}Cs и 0,74–0,8 ТБк $^{239+240}\text{Pu}$ [3, 4]. В условиях промышленной эксплуатации ВО эти радионуклиды не представляют большой опасности, поскольку преимущественно находятся в составе донных отложений [3] и защищены от внешнего воздействия толщей воды. Однако ВО – это искусственная экосистема, верхний уровень воды которой находится в 5–6 м над прилегающим ландшафтом и непрерывно поддерживается за счет подкачки до 1600 м³/ч из реки Припять. Такие высокие эксплуатационные затраты не могут быть оправданными в условиях вывода ЧАЭС из эксплуатации, в связи с чем рассматривается и идея вывода из эксплуатации самого ВО путем прекращения его подпитки [3, 5, 6]. По материалам этих исследований, снижение уровня воды приведет к осушению 18,5 км² высокорadioактивных донных отложений. Это может дестабилизировать радиэкологическую обстановку и увеличить радиационные риски для биоты, обитающей на его берегах. По нашим предварительным оценкам, если сейчас на наиболее загрязненных участках побережья мощность эквивалентной дозы достигает 5–

10 мкЗв/ч, то после спуска воды она превысит 50 мкЗв/ч. Более того, незакрепленные и не прикрытые растительностью донные отложения станут доступными для ветровой эрозии и наземных животных, как это уже было в других регионах мира [7, 8]. Даже кратковременное понижение уровня воды в таком же технологическом водоеме Саванна-Риверского полигона (США) в 1991–1994 гг. привело к заметному загрязнению птиц, млекопитающих и растительности [8–10], то же самое произошло и при полном осушении другого водоема в 50-х годах прошлого века [11]. В проведенных в связи с этим исследованиях [12] было установлено, что снижение уровня воды увеличило трофическую привлекательность водоема, тем самым, увеличивая поступление радиоактивных веществ в обитающих там животных. В связи с этим не вызывает сомнения, что дренирование ВО ЧАЭС до естественного уровня приведет к восстановлению классического пойменного ландшафта с серией озер, заболоченных и луговых участков, удобренных илами бывшего водоема, – т.е. ландшафта, крайне привлекательного для наземной фауны. Учитывая, что плотность радиоактивного загрязнения донных отложений варьирует от 1,5 до 7,4 МБк/м² как по ¹³⁷Cs, так и по ⁹⁰Sr [3], а также исходя из наших оценок коэффициентов перехода радионуклидов в цепи «почва – животное» [13, 14], загрязнение организма птиц и млекопитающих на открывшихся участках дна может достигнуть 10¹ – 10² Бк/г. Это несомненно приведет к увеличению биогенной миграции радионуклидов. Следует также подчеркнуть, что в отличие от радиоэкологической ситуации, которая в прошлом имела место на технологических водоемах США, ВО ЧАЭС отличается намного большими размерами, а также запасом и спектром содержащихся в нем радионуклидов и, прежде всего, запасом ⁹⁰Sr.

Другой аспект данной проблемы связан с тем, что осушение ВО рассматривают только в контексте обеспечения радиационной безопасности человека. Однако, следуя современным подходам в радиоэкологии [15], не менее важно рассмотреть и вопрос о радиационных последствиях для дикой биоты, и о ее роли в формировании радиоэкологической ситуации после спуска. Ответы на эти вопросы не могут быть очевидными, хотя бы по причине отсутствия данных о нынешнем (до спуска) состоянии сухопутных комплексов на берегах водоема. Большая часть существующей информации касается загрязнения только воды, отложений и гидробионтов. Этот недостаток радикально увеличивает неопределенность в оценке рисков. Зависимость загрязнения наземных экосистем от загрязнения водоема практически неизвестна. На получение именно такой информации и были направлены данные исследования.

Объекты и методы

На берегах ВО ЧАЭС были выбраны три участка размерами 200 × 200 м с различными уровнями радиоактивного загрязнения (рис. 1). Выбор определялся стремлением наиболее полно описать существующую радиоэкологическую ситуацию, техническими возможностями метода измерений (см. ниже) и существующими знаниями о рельефе и уровнях загрязнения дна [3]. В перспективе ожидается, что после спуска водоема эти участки наиболее полно отразят изменения, происходящие в радиационной и общей экологии региона, в том числе и в отношении биоты.

Все участки так или иначе включают в себя отрезок побережья ВО, искусственную дамбу и остатки некоторых элементов прежнего ландшафта. Теоретически эти участки окажутся возле обширных просторов открытого дна после спуска ВО.

Участок № 1 находится в 800 м от устья отводного канала. Дно в этом месте каменистое с включениями строительного мусора, заглубляется до 3–5 м уже на первых 10–15 м прибрежной полосы и далее практически не меняется. Донные отложения содержат более 3,7–7,4 МБк/м² ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs [3]. Линия побережья заросла ивняками (*Salix sp.*), а далее – полосой 20–30 м – заросли робинии *Robinia pseudoacacia*, сосны *Pinus sylvestris*, березы *Betula pendula* и ивы остролистной *Salix acutifolia*, преимущественно 10–20-летнего возраста, т.е. послеаварийного происхождения. Травянистый покров бедный, преобладает *Elytrigia repens*.

Далее до дороги древесные заросли редуют, а растительность открытых участков представлена ксерофильными травами, кустарничками и мхами. Грунт искусственного происхождения, бедный, преобладают намывные пески поверх каменной насыпи. В северном секторе участка, за дорогой, идущей вдоль всей дамбы, сохранился сосняк 30–40-летнего возраста на элементах последникового ландшафта. Южнее начинается пойменная низина с дренажным каналом. На первых 20–25 м каменной насыпи, спускающейся к каналу, растительность представлена ксерофильными травами, и в небольшом количестве – березой, шелюгой и тополем *Populus nigra*. Вдоль самого канала – густые древесные заросли 15–25-летнего возраста: различные виды *Salix sp.*, ольха *Alnus glutinosa*, береза, осина *Populus tremula*, жостер *Rhamnus cathartica*. По каналу растет тростник *Phragmites australis*, в подлеске на берегу – ежевика *Rubus caesius*. Травяной покров бедный, состоит из пырея и осоки *Carex sp.* В 30 м за каналом, после березовых зарослей, начинается пойменное болото. Между этим участком и сосняком находится участок коренного берега, разрушенного во время строительства дамбы, и ныне заросший шелюгой, березой, сосной и другими древесными породами.

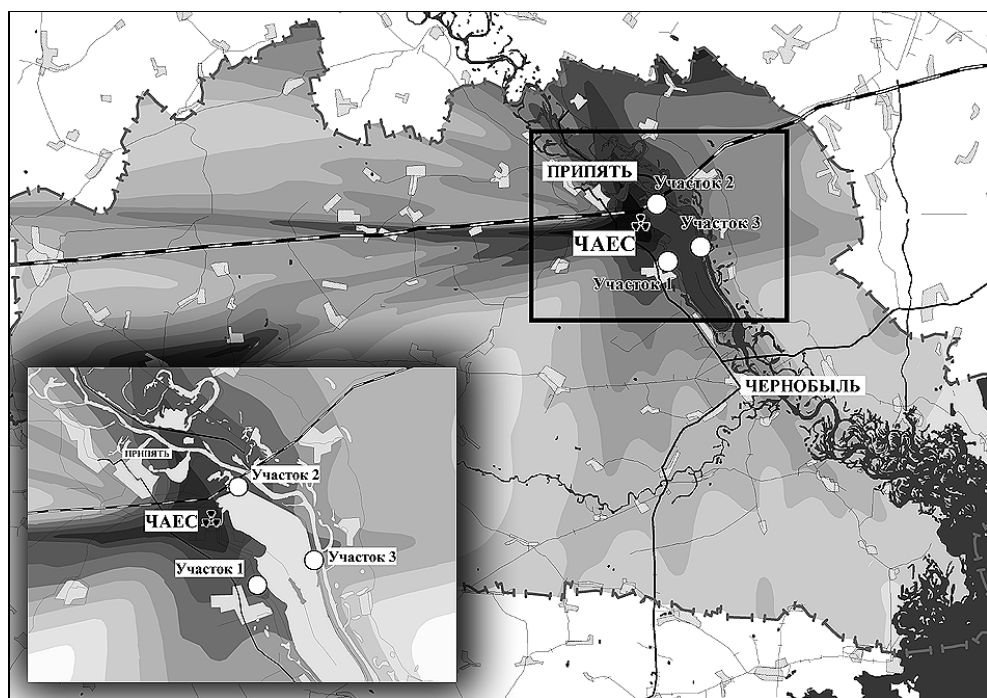


Рис. 1. Схема расположения исследовательских участков в районе ВО ЧАЭС.

Участок № 2 расположен на северном побережье ВО. В 20-метровой прибрежной полосе дно песчаное, мелкое (до 1 м), далее на расстоянии 300–400 м постепенно понижается до 7 м. Запас радионуклидов в донных отложениях около $0,4\text{--}0,8 \text{ МБк/м}^2$ ^{90}Sr и $1,85 \text{ МБк/м}^2$ ^{137}Cs [3]. В воде вдоль берега тянутся тростники, на берегу – полосой до 20 м – ивняки, с примесью березы, робинии и черного тополя в возрасте 10–25 лет. В подлеске молодая поросль этих же пород и травяной покров, состоящий преимущественно из пырея. Далее, до дороги, следует полоса, преимущественно бедной ксерофильной травяной растительности, кое-где шелюга. Грунт бедный, состоит из намывного песка поверх каменной насыпи. За дорогой ландшафт сильно меняется. В западной части участка – намывное несколько лет назад песчаное плато с небольшим количеством деревьев (черный тополь, шелюга), представляющими остатки прежней растительности. К востоку и северу – пойменное понижение с дренажным каналом. На склоне, от дороги к каналу, полоса преимущественно ксерофильной

травяной растительности и небольшое количество шелюги, березы и черного тополя. Вдоль канала – густые заросли ольхи, ивы, березы, осины и жостера. Возраст деревьев не превышает 15–30 лет. В подлеске присутствует ежевика, папоротники. Древесный участок на восточной окраине переходит в болото.

Участок № 3 расположен на восточном берегу, на узкой 250-метровой дамбе между ВО и р. Припять. В прибрежной 20-метровой полосе дно песчаное, мелкое (до 1 м), далее на расстоянии 300–400 м постепенно понижается до 4 м. Запас радионуклидов составляет около 0,2–0,4 МБк/м² ⁹⁰Sr и 1,4–1,9 МБк/м² ¹³⁷Cs [3]. В воде вдоль берега – полоса тростников, на берегу – заросли шелюги, с примесью других ив, а также робинии, березы, черного тополя и кое-где сосны. Возраст большинства деревьев не более 10–20 лет. Подлесок состоит из пород тех же пород и бедной травяной растительности (пырей). Далее до дороги тянется полоса открытых участков с бедной ксерофильной растительностью, мхами и самосевом сосны и робинии. Грунт также состоит из намывного песка поверх каменистой насыпи. За дорогой резкий каменистый склон к дренажному каналу, почти лишенный травяной растительности. Кое-где растут кустарники шелюги, молодая поросль черного тополя, осины, робинии и сосны. Вдоль канала растительность бедная, кое-где тростник и отдельные деревья в возрасте 25–30 лет. За каналом еще одна дамба с таким же каменистым склоном и бедным растительным покровом, местами – песчаные участки с моховым покрытием. Далее рельеф постепенно снижается до уровня бывшей поймы. Здесь древесная растительность представлена богатым комплексом: ольха, береза, осина, дуб *Quercus robur*, ива *Salix alba* (некоторые деревья в возрасте более 40 лет), в подлеске – жостер, подрост тех же древесных пород и ежевика. В травяном покрове – ландыш *Convallaria majalis*, кирказон *Aristolochia matitis*, папоротники. В ольшаниках много осоки. Лесная подстилка хорошо развита, почвы торфяные и дерново-подзолистые. Лесной участок ограничен следующим каналом, который, в отличие от предыдущего, имеет богатую водно-болотную растительность (ивы, тростники, рогаз *Typha angustifolia*, телорез *Stratiotes aloides*, и др.). За этим каналом и далее до реки простирается участок, имеющий полностью искусственное происхождение: намытый берег вдоль выровненного русла Припяти с остатками построек, строительного мусора, металлических конструкций и с щебенчатой дорогой. На грунтовых участках бедная древесная растительность (шелюга, черный тополь, в сырых низинах – ольха), среди травяной растительности доминирует пырей, есть дрок *Genista tinctoria*, полынь *Artemisia sp.*, энотера *Oenothera biennis*, гвоздика *Dianthus sp.*

В связи с тем, что в работе предполагалось использовать метод прижизненной оценки содержания ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в организме мелких животных, а этот метод неприменим в условиях относительно низкого радиоактивного загрязнения среды, исследования на южном побережье ВО не проводили.

На каждом участке, в точках, расположенных по равномерной сетке с шагом 20 м, были выполнены измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД) на высоте 1 м (с помощью дозиметра ДБГ-06Т). Все точки были отмечены на местности. В 12 из них (три у береговой полосы и по три на расстоянии 20, 40–60 и 100–120 м) с помощью стандартного почвенного пробоотборника были отобраны образцы почвы на глубину 0–20 см. Непосредственно возле этих точек отобраны образцы окружающей травяной и древесной растительности. Во всех случаях они представляли собой вегетативные части растений: листья либо зеленые побеги. В воде, в шести точках прибрежной 5-метровой полосы, отобраны образцы донных отложений (0 – 20-сантиметровый слой) и листья тростника, растущего поблизости. Перед измерениями все пробы высушивали до воздушно-сухого состояния и тщательно гомогенизировали. Оценку содержания ⁹⁰Sr осуществляли на бета-спектрометре с тонкопленочным сцинтилляционным детектором [16], а ¹³⁷Cs – на гамма-спектрометре Canberra-Packard с высококачественным германиевым детектором. Все эти работы выполняли летом 2008 г.

На этих же участках в 2007–2008 гг. проводили отловы мелких млекопитающих и птиц для прижизненной оценки общего содержания ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в их организме. Отловы птиц

выполняли в первой половине лета, в период, когда они держатся гнездовых участков, а млекопитающих – в августе, в период их наивысшей численности. Также, при возможности, отлавливали амфибий и рептилий (но они являются сложными для отлова, а потому неудобными для целей долговременного мониторинга). Подробное описание методов, использованных при отлове и обработке животных, а также метода прижизненной оценки содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs можно найти в ранее опубликованных работах [14, 17].

Общее количество объектов прибрежных экосистем, для которых провели оценку содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs , представлено в табл. 1.

Таблица 1. Общее количество объектов прибрежных экосистем, для которых провели оценку содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs

Объект	Вид	Участки			Всего
		1	2	3	
Амфибии и рептилии	<i>Rana esculenta</i> , <i>Rana terrestris</i> , <i>Triturus cristatus</i> , <i>Lacerta agilis</i> , <i>Natrix natrix</i>	8	3	3	14
Птицы	<i>Acrocephalus arundinaceus</i> , <i>Acrocephalus palustris</i> , <i>Alcedo attis</i> , <i>Dendrocopus major</i> , <i>Emberiza schoeniclus</i> , <i>Erithacus rubecula</i> , <i>Fringilla coelebs</i> , <i>Lanius collurio</i> , <i>Luscinia luscinia</i> , <i>Motacilla alba</i> , <i>Oriolus oriolus</i> , <i>Parus coeruleus</i> , <i>Parus cristatus</i> , <i>Parus major</i> , <i>Parus polustris</i> , <i>Phoenicurus phoenicurus</i> , <i>Phylloscopus collybita</i> , <i>Phylloscopus trochilus</i> , <i>Sylvia atricapilla</i> , <i>Sylvia borin</i> , <i>Sylvia communis</i> , <i>Sylvia nisoria</i> , <i>Turdus merula</i> , <i>Turdus philomelos</i> , <i>Turdus pilaris</i>	94	52	44	190
Травы	Смесь злаков с преобладанием <i>Elytrigia repens</i>	8	11	12	31
Млекопитающие	<i>Apodemus agrarius</i> , <i>Crocidura suaveolens</i> , <i>Micromys minutus</i> , <i>Microtus spp</i> , <i>Myodes glareolus</i> , <i>Sorex araneus</i> , <i>Sorex minutus</i> , <i>Sylvaemus flavicollis</i> , <i>Sylvaemus sp</i> , <i>Sylvaemus sylvaticus</i>	39	40	37	116
Тростник	<i>Phragmites australis</i>	6	6	6	18
Древесные листья	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Populus alba</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Salix acutifolia</i>	11	12	12	35
Донные отложения	0–20 см слой	6	6	6	18
Почва	0–20 см слой	12	12	12	36
Вода		1	1	1	3
Всего		185	143	133	461

В ограниченном количестве образцов, представляющих абиотические и биотические компоненты прибрежной экосистемы (на каждом участке: 1 образец воды, 3 донных отложений, 6 почвы, 3 тростника, 3 травы), было определено содержание изотопов плутония ($^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu). В исследовании использован стандартный радиохимический метод. В образцы, предварительно растворенные в 65 % HNO_3 , добавляли трассер (^{242}Pu) для оценки химического выхода. После очистки плутония с помощью ионно-обменной смолы (Bio Rad AG 1X8, 100–200 mesh) от группы сопутствующих изотопов и осаждения его солей на плоскую мишень оценку содержания изотопов определяли на альфа-спектрометре с PIPS детектором.

Для сравнительного анализа ситуации, существующей на различных участках, равно как и на одном участке, но в разные периоды времени, было бы удобным использование «стандартного» набора организмов. Однако такой подход является априори трудно выполнимым. Во-первых, всем биологическим объектам свойственна сезонная и многолетняя динамика численности, что может приводить к периодическому отсутствию желаемых видов. Во-вторых, параметры накопления радионуклидов в биоте являются функцией множества

действующих и, в свою очередь, переменных факторов, в результате чего диапазон вариации «загрязнения» животных и растений настолько велик, что в значительной мере нивелирует межвидовые отличия [13, 14]. Предполагая, что спуск ВО также приведет к изменению состава природных комплексов и параметров перехода радионуклидов в биологические объекты, считаем возможным для сравнительного анализа использовать средние геометрические значения параметров накопления радионуклидов для отдельных групп организмов в целом, без разделения на виды, т.е. таких, как «травянистые растения», «древесные листья», «мелкие птицы», «мелкие млекопитающие» и т.п. Однако считаем очень важным стандартизировать сезоны, во время которых будет проводиться сбор первичной информации. По-видовому анализ будет возможен лишь при накоплении достаточного большого количества первичных данных.

Текущую биодоступность радионуклидов на участках оценили через расчет коэффициента концентрации (CC_{RN}) в цепи «основное депо радионуклидов в экосистеме – биологический объект», а именно как отношение удельной активности радионуклида (C_{RN}) в животном или растении к среднему геометрическому значению C_{RN} в почве (для сухопутного комплекса или в донных отложениях – для тростника).

Результаты и их обсуждение

Если рассматривать данные стационары не только как полигоны радиозэкологического мониторинга, но и как участки, на которых будут происходить спровоцированные спуском воды изменения в структуре и составе сухопутных биоценозов, представляется важным зафиксировать их текущее состояние. В связи с этим мы провели предварительную оценку видового состава фауны позвоночных, обитающей в пределах участков. По результатам непосредственных наблюдений, отловов или следам деятельности там было установлено присутствие следующих видов:

1. Участок № 1:

а) Амфибии (3–4 вида) – *Rana esculenta* s.l., *Rana terrestris*, *Triturus cristatus*.

б) Рептилии (3 вида) – *Emys orbiculari*, *Lacerta agilis*, *Natrix natrix*,

в) Птицы (24 вида) – *Acrocephalus arundinaceus*, *Alcedo attis*, *Anas platyrhynchos*, *Columba polumbus*, *Dendrocopos minor*, *Emberiza schoeniclus*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Lanius collurio*, *Luscinia luscinia*, *Motacilla alba*, *Oriolus oriolus*, *Parus ater*, *Parus coeruleus*, *Parus cristatus*, *Parus major*, *Phoenicurus phoenicurus*, *Phylloscopus collybita*, *Phylloscopus trochilus*, *Sylvia atricapilla*, *Sylvia borin*, *Sylvia communis*, *Turdus merula*, *Turdus philomelos*.

г) Млекопитающие (19 видов) – *Alces alces*, *Apodemus agrarius*, *Canis lupus*, *Castor fiber*, *Eptesicus serotinus*, *Lepus europaeus*, *Micromys minutus*, *Microtus* sp., *Mustela* sp., *Myodes glareolus*, *Nyctalus noctula*, *Nyctereutes procyonoides*, *Pipistrellus* sp., *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Sus scrofa*, *Sylvaemus flavicollis*, *Sylvaemus silvaticus*, *Vulpes vulpes*.

2. Участок № 2:

а) Амфибии (2–3 вида) – *Rana terrestris*, *Rana esculenta* s.l.

б) Рептилии (4 вида) – *Lacerta agilis*, *Natrix natrix*, *Emys orbicularis*, *Vipera berus*

в) Птицы (29 видов) – *Acrocephalus arundinaceus*, *Alcedo attis*, *Ardea cinerea*, *Corvus cornix*, *Crex crex*, *Cuculus canorus*, *Emberiza citrinella*, *Emberiza schoeniclus*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Gallinago gallinago*, *Haematopus ostralegus*, *Ixobrychus minutus*, *Lanius collurio*, *Luscinia luscinia*, *Motacilla alba*, *Oriolus oriolus*, *Parus coeruleus*, *Parus major*, *Phylloscopus collybita*, *Pica pica*, *Scolopax rusticola*, *Sterna albifrons*, *Sterna hirundo*, *Sylvia atricapilla*, *Sylvia borin*, *Turdus merula*, *Turdus pilaris*, *Upupa epops*.

г) Млекопитающие (19 видов) – *Alces alces*, *Apodemus agrarius*, *Canis lupus*, *Castor fiber*, *Eptesicus serotinus*, *Microtus* sp., *Mustela* sp., *Myodes glareolus*, *Nyctalus noctula*,

Nyctereutes procyonoides, *Pipistrellus kuhlii*, *Pipistrellus nathusii*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Sus scrofa*, *Sylvaemus flavicollis*, *Sylvaemus silvaticus*, *Vespertilio murinus*, *Vulpes vulpes*.

3. Участок № 3:

а) Амфибии (2–3 вида) – *Rana esculenta* s.l., *Rana terrestris*.

б) Рептилии (3 вида) – *Emys orbicularis*, *Lacerta agilis*, *Natrix natrix*.

в) Птицы (30 видов) – *Acrocephalus arundinaceus*, *Acrocephalus palustris*, *Alcedo attis*, *Anas platyrhynchos*, *Charadrius dubius*, *Corvus cornix*, *Cuculus canorus*, *Dendrocopos major*, *Emberiza citrinella*, *Emberiza schoeniclus*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Gallinago gallinago*, *Haematopus ostralegus*, *Haliaeetus albicilla*, *Jynx torquilla*, *Lanius collurio*, *Luscinia luscinia*, *Motacilla alba*, *Oriolus oriolus*, *Parus coeruleus*, *Parus major*, *Parus polustris*, *Phylloscopus trochilus*, *Scolopax rusticola*, *Sterna hirundo*, *Sylvia atricapilla*, *Sylvia nisoria*, *Turdus merula*, *Turdus philomelos*.

г) Млекопитающие (17 видов) – *Alces alces*, *Apodemus agrarius*, *Canis lupus*, *Castor fiber*, *Eptesicus serotinus*, *Lepus europaeus*, *Mustela* sp., *Myotis dasycneme*, *Nyctalus leisleri*, *Nyctalus noctula*, *Nyctereutes procyonoides*, *Pipistrellus nathusii*, *Sorex araneus*, *Sus scrofa*, *Sylvaemus flavicollis*, *Sylvaemus silvaticus*, *Vulpes vulpes*.

Поскольку данное обследование было предварительным, установленный видовой состав вряд ли является исчерпывающим. Кроме того, обследование не преследовало цели оценки численности животных. Однако уже сейчас можно утверждать, что фаунистические комплексы на побережье ВО ЧАЭС являются типичными для пойменных угодий р. Припять и наполненными настолько, насколько позволяют почвенно-растительные условия. Тем не менее для оценки возможного развития ситуации количественный учет обитающих там животных является крайне важным.

В результате дозиметрического обследования стационаров было установлено, что каждый из них отличается выраженной неравномерностью радиоактивного загрязнения (табл. 2).

Таблица 2. Общие характеристики радиационных полей (МЭД) на исследовательских участках в июне 2008 г., мкЗв/ч

Статистический показатель	Участок 1	Участок 2	Участок 3
Среднее арифметическое	2,50	4,09	0,48
Стандартное отклонение	1,77	3,32	0,29
Экссесс	1,42	-1,41	-1,08
Асимметрия	0,99	0,20	0,50
Среднее геометрическое	1,85	2,15	0,39
Стандартное отклонение геометрическое	2,36	3,91	1,98
Диапазон	0,25 – 9,47	0,17 – 10,4	0,10 – 1,27
Выборка	108	104	120

Наивысшие значения МЭД на участке № 1 зарегистрированы у берега ВО (7,9–9,5 мкЗв/ч), в сосновом лесу (5,8–6,7 мкЗв/ч) и вдоль дренажного канала (4,3–5,3 мкЗв/ч) (рис. 2). Вдоль дорог и на некоторых грунтовых площадках они были на порядок меньше, что, по-видимому, связано с результатами дезактивационных работ в послеаварийный период.

Радиационную обстановку на участке № 2 отличает то, что наивысшие значения МЭД зарегистрированы в пойменном лесу (8,0–10,4 мкЗв/ч) и – несколько ниже (5,0–8,7 мкЗв/ч) – на открытых участках вдоль дороги (рис. 3). Непосредственно у береговой полосы радиаци-

онные поля не превышали 0,4–3,0 мкЗв/ч. Наконец, песчаное плато, как более позднее искусственное образование, имеет очень низкие уровни радиационного фона (0,2–0,6 мкЗв/ч).

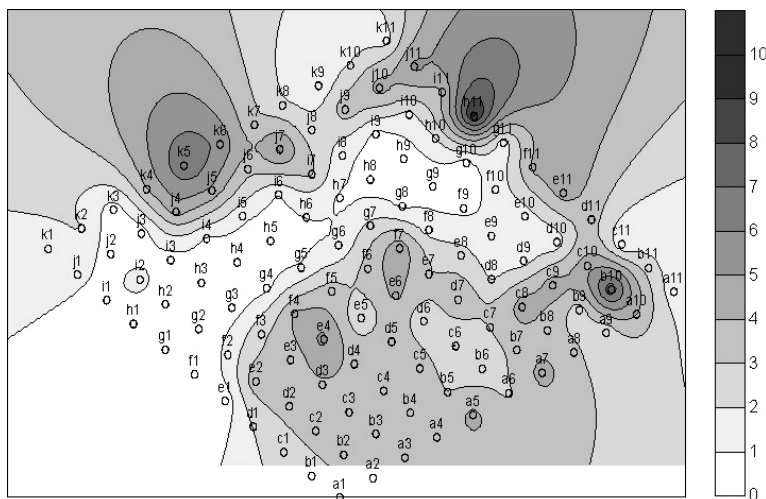


Рис. 2. Схема пространственного распределения МЭД на участке № 1, мкЗв/ч (ориентировка схемы - по сторонам света, кружками обозначены точки измерений, линия точек «a11–k11» расположена вдоль берега ВО).

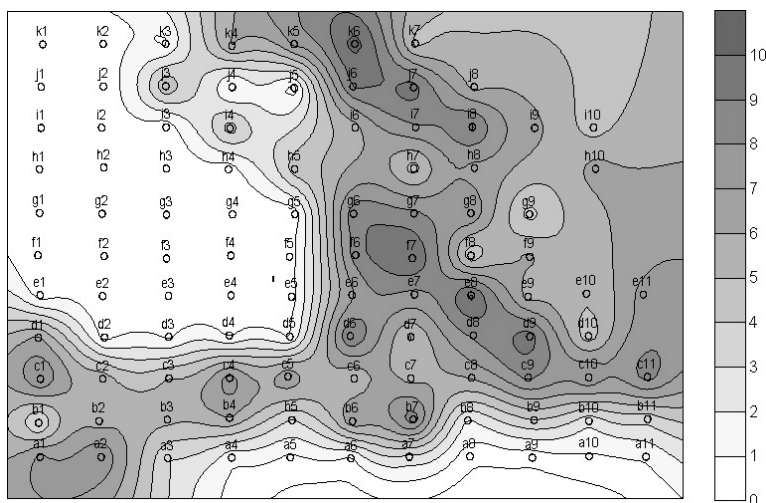


Рис. 3. Схема пространственного распределения МЭД на участке № 2, мкЗв/ч (ориентировка схемы - по сторонам света, кружками обозначены точки измерений, линия точек «a1–a11» расположена вдоль берега ВО).

Участок № 3 – самый «чистый» из рассмотренных. Однако наиболее высокие радиационные поля (0,9–1,3 мкЗв/ч) также отмечены на лесных низинных участках, отгороженных от ВО дамбой и каналом (рис. 4). И также они несколько ниже (0,4–0,9 мкЗв/ч) на открытых участках вдоль дороги на дамбе. Вдоль береговой линии ВО значения МЭД варьируют в пределах 0,2–0,4 мкЗв/ч. Самые низкие уровни отмечены за полосой леса, в низинной части участка, вдоль щебенчатой дороги и второго канала.

Значения C_{RN} в почве и донных отложениях варьируют в пределах 1–3 порядков величины даже для одного участка (табл. 3). При этом несмотря на то, что наиболее высокие зна-

чения МЭД обнаружены на участке № 2, а далее – в порядке убывания – № 1 и № 3, по содержанию радионуклидов в почве и донных отложениях они располагаются в несколько ином порядке: $1 > 2 > 3$ (рис. 5). Сильная коррелятивная связь между загрязнением почвы и МЭД в точках отбора почвенных образцов (рис. 6) указывает на то, что отличия в рейтинге участков являются прямым следствием различий в количестве отобранных образцов почвы и количества произведенных измерений МЭД.

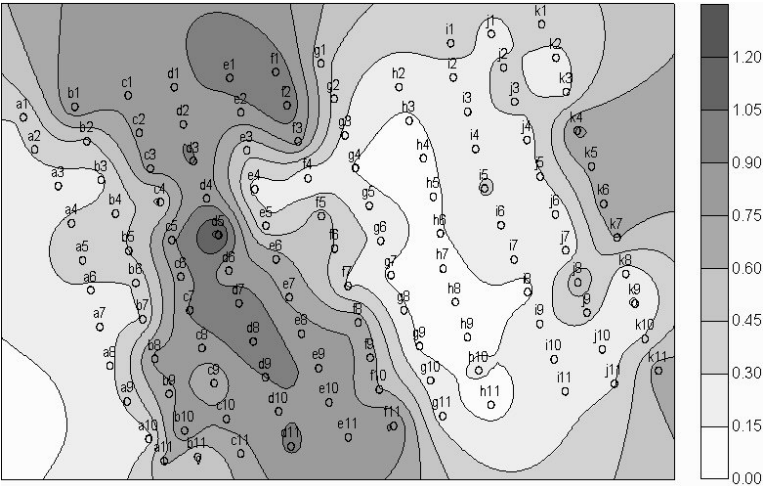


Рис. 4. Схема пространственного распределения МЭД на участке № 3, мкЗв/ч (ориентировка схемы - по сторонам света, кружками обозначены точки измерений, линия точек «a1–a11» расположена вдоль берега ВО).

Таблица 3. Удельная активность радионуклидов в абиотических объектах прибрежной экосистемы ВО ЧАЭС в 2007–2008 гг., Бк/г

Объект исследований	¹³⁷ Cs				⁹⁰ Sr			
	mean	SD	min-max	n	mean	SD	min-max	n
Участок 1								
Вода	2,3			1	0,94			1
Донные отложения	16,6	2,5	5,8 – 69,4	6	2,9	7,7	0,3 – 48,2	6
Почва	14,3	2,5	3,4 – 62,8	12	6,5	4,0	0,3 – 53,3	12
Участок 2								
Вода	1,7			1	0,92			1
Донные отложения	5,9	1,9	2,1 – 15,8	6	0,6	2,6	0,2 – 2,5	6
Почва	7,9	13,6	0,1 – 107,0	12	5,8	8,2	0,1 – 52,6	12
Участок 3								
Вода	1,8			1	0,83			1
Донные отложения	2,8	1,6	1,6 – 6,0	6	0,20	2,8	0,1 – 1,5	6
Почва	1,9	3,0	0,1 – 6,3	12	1,0	2,3	0,2 – 3,2	12

Примечание. mean – среднее геометрическое значение, SD – стандартное отклонение геометрическое, min-max – диапазон значений, n – размер выборки.

Характерной особенностью для всех участков является превышение $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ в почве по сравнению со значениями в образцах донных отложений, тогда как по величине $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ прилегающие участки дна и суши практически не отличаются.

Результаты оценки $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs в объектах биоты представлены в табл. 4–7. Для растений и животных, как и для абиотических объектов, также характерны существенные вариации значений. Так, $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ варьирует в пределах четырех порядков величины даже на

одном участке (рис. 7, а), причем отличия между группами организмов закономерны. Наименьшие значения обнаружены в листьях тростника, а на суше – в теле птиц, тогда как наивысшие значения – у сухопутных растений и, особенно, в листьях древесных пород. Предел вариации средних значений $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ не такой значительный (см. рис. 7, б). По имеющимся данным, наименьшие средние значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ характерны для птиц, а наивысшие – для мелких млекопитающих, обитающих на том же участке.

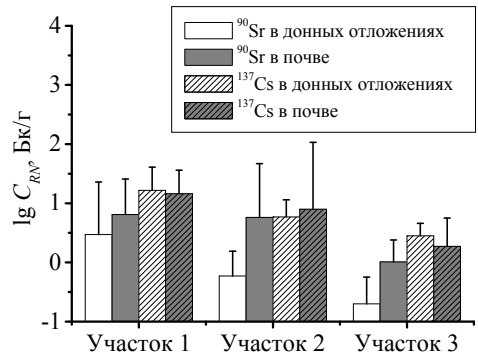


Рис. 5. Соотношение $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs в донных отложениях и на смежных сухопутных участках.

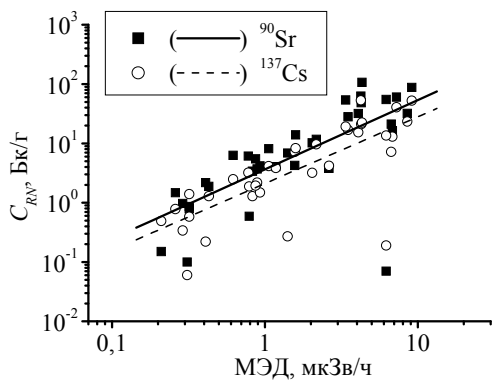
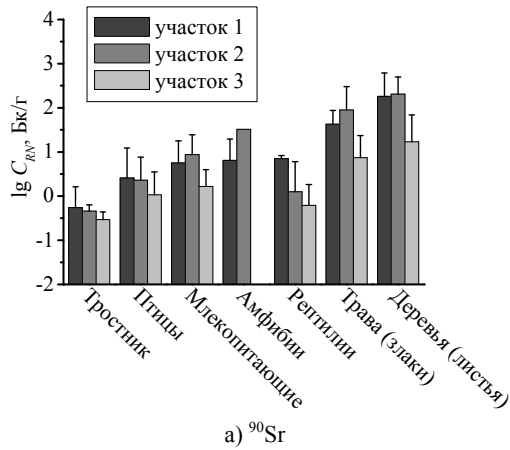
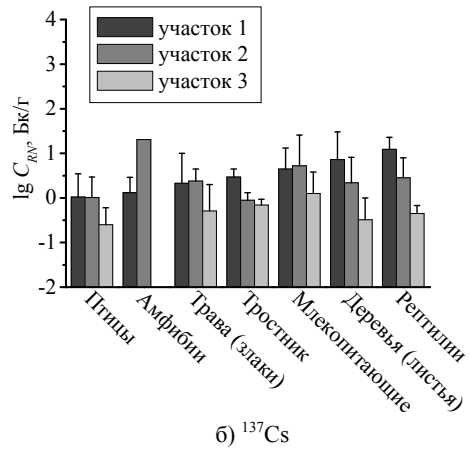


Рис. 6. Корреляционная зависимости значений C_{RN} в почве и МЭД в точке отбора образцов.
 ^{90}Sr : $\lg y = 0,56 + 1,17 \lg x$, $r = 0,71$, $p < 0,0001$;
 ^{137}Cs : $\lg y = 0,32 + 1,13 \lg x$, $r = 0,76$, $p < 0,0001$.



а) ^{90}Sr



б) ^{137}Cs

Рис. 7. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в объектах биоты на участках ВО.

Соотношение радионуклидов $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в абиотических объектах в целом соответствует их отношению в топливной матрице, основному компоненту выпадений в «ближней» зоне [18]. Наибольшие величины отмечены в донных отложениях (в среднем – 9,2, диапазон 1,1–33,9), что в несколько раз выше, чем в воде ВО (2,1 и 1,9–2,4 соответственно) и в почве участков (1,8 и 0,3–25,3 соответственно) (рис. 8). Однако в биологических объектах, в силу отличия в метаболизме радионуклидов, их соотношение существенно меняется. Практически все биологические объекты в среднем имеют более высокое содержание ^{90}Sr и, как следствие, отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ ниже 1,0. Самые низкие значения $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ отмечены в листьях де-

ревьев: 0,002 и 0,001–0,004, соответственно. Только в тростнике соотношение нуклидов близко к тому, которое имеет место в почве и воде (2,9 и 1,1–34,5, соответственно).

Таблица 4. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в объектах биоты на участке № 1, Бк/г

Объект биоты	Вид	^{90}Sr			^{137}Cs		
		mean	min – max	n	mean	min – max	n
Амфибии	<i>Rana esculenta</i>	6,51	2,27 – 55,3	5	1,31	0,55 – 4,15	5
	<i>Triturus cristatus</i>	6,53		1			
Птицы	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	0,70	0,07 – 6,52	2	0,57	0,50 – 0,65	2
	<i>Alcedo attis</i>	0,18	0,06 – 1,24	4	0,48	0,22 – 1,11	4
	<i>Emberiza schoeniclus</i>	2,47	0,28 – 46,1	3	6,70	2,22 – 20,2	2
	<i>Erithacus rubecula</i>	2,99	0,11 – 21,7	19	0,97	0,08 – 3,09	19
	<i>Fringilla coelebs</i>	5,39	0,22 – 32,5	12	2,24	0,76 – 4,91	9
	<i>Lanius collurio</i>	5,09	1,64 – 15,8	2	0,41	0,22 – 0,77	2
	<i>Luscinia luscinia</i>	3,03	0,89 – 12,8	6	0,46	0,23 – 1,37	6
	<i>Motacilla alba</i>	3,60	1,58 – 8,21	2	1,28	0,63 – 2,60	2
	<i>Oriolus oriolus</i>	0,57		1	0,41		1
	<i>Parus coeruleus</i>	2,18	0,93 – 6,53	3	0,69	0,36 – 1,48	3
	<i>Parus cristatus</i>	11,5		1	3,24		1
	<i>Parus major</i>	3,23	0,39 – 29,7	14	0,50	0,17 – 1,11	10
	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	50,9		1	3,22		1
	<i>Phylloscopus collybita</i>	0,61	0,61 – 0,61	2	1,12	0,74 – 1,71	2
	<i>Phylloscopus trochilus</i>	7,43	3,59 – 30,9	3	1,10	0,60 – 2,80	3
	<i>Sylvia atricapilla</i>	0,66	0,07 – 4,95	5	1,78	0,06 – 7,12	7
	<i>Sylvia borin</i>	5,17		1	1,16		1
	<i>Sylvia communis</i>	1,90		1	0,04		1
	<i>Turdus merula</i>	1,70	0,68 – 3,19	4	0,80	0,18 – 2,47	4
	<i>Turdus philomelos</i>	3,42	0,38 – 16,4	5	5,90	0,77 – 22,9	5
Мелкие млекопитающие	<i>Apodemus agrarius</i>	0,57	0,22 – 1,04	5	3,35	1,37 – 8,68	6
	<i>Micromys minutus</i>	3,33	2,95 – 3,75	2	6,90	4,24 – 11,3	2
	<i>Microtus spp</i>	13,5	10,9 – 16,7	2	0,67	0,49 – 0,94	2
	<i>Myodes glareolus</i>	9,60	2,35 – 32,1	18	6,46	1,60 – 49,2	18
	<i>Sorex araneus</i>	3,73	2,31 – 4,98	4	3,97	0,99 – 13,8	4
	<i>Sorex minutus</i>	35,5		1	0,71		1
	<i>Sylvaemus flavicollis</i>	7,38	3,56 – 15,0	4	6,56	5,50 – 8,78	4
	<i>Sylvaemus sp</i>	4,62	2,85 – 7,48	2	2,64	0,67 – 10,5	2
Рептилии	<i>Natrix natrix</i>	7,02	6,30 – 7,81	2	12,4	7,99 – 19,4	2
Трава (злаки)	В среднем	42,9	18,6 – 109	8	2,14	0,41 – 52,7	8
Тростник	<i>Phragmites australis</i>	0,54	0,08 – 2,03	6	2,96	1,43 – 4,73	6
Древесные листья	Древесные листья (неопр.)	281,3		1	2,01		1
	<i>Alnus glutinosa</i>	269,8		1	6,00		1
	<i>Betula pendula</i>	139,1		1	5,00		1
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	100,8	5,93 – 452	4	30,5	22,1 – 38,7	4
	<i>Salix acutifolia</i>	288,6	248 – 329	4	2,72	0,59 – 18,9	4

Примечание. Сокращения такие же, как в табл. 3.

Таблица 5. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в объектах биоты на участке № 2, Бк/г

Объект биоты	Вид	^{90}Sr			^{137}Cs		
		mean	min – max	n	mean	min – max	n
Амфибии	<i>Rana terrestris</i>	32,1		1	20,5		1
Птицы	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1,40	0,16 – 3,26	9	0,31	0,02 – 1,82	10
	<i>Emberiza schoeniclus</i>	0,84		1	0,14		1
	<i>Erithacus rubecula</i>	3,51	1,60 – 6,41	7	2,50	1,45 – 3,59	7
	<i>Fringilla coelebs</i>	8,38	5,05 – 12,6	3	0,92	0,72 – 1,04	3
	<i>Luscinia luscinia</i>	6,06	2,36 – 15,6	4	1,95	1,29 – 3,31	4
	<i>Parus coeruleus</i>	4,50	2,29 – 8,83	2	3,53	2,52 – 4,93	2
	<i>Parus major</i>	4,36	1,57 – 12,8	7	0,66	0,27 – 1,26	7
	<i>Sylvia atricapilla</i>	0,66	0,07 – 2,30	7	1,33	0,90 – 2,16	7
	<i>Sylvia borin</i>	2,64	0,52 – 23,2	5	1,46	1,17 – 2,01	5
	<i>Turdus merula</i>	1,74	0,39 – 6,06	5	1,88	1,10 – 2,96	5
	<i>Turdus pilaris</i>	0,37		1	0,95		1
Мелкие млекопитающие	<i>Apodemus agrarius</i>	4,86	0,52 – 22,0	15	1,71	0,29 – 16,8	15
	<i>Microtus spp</i>	8,3	4,90 – 14,1	2	5,90	4,55 – 7,66	2
	<i>Myodes glareolus</i>	14,8	4,51 – 29,0	9	23,9	2,43 – 151,7	9
	<i>Sorex araneus</i>	7,50	3,63 – 15,5	2	4,69	3,23 – 6,81	2
	<i>Sorex minutus</i>	9,37	7,38 – 11,9	2	7,97	6,05 – 10,5	2
	<i>Sylvaemus flavicollis</i>	11,8	1,33 – 25,2	9	7,75	0,78 – 60,0	9
	<i>Sylvaemus sylvaticus</i>	55,2		1	2,15		1
Рептилии	<i>Natrix natrix</i>	1,25	0,42 – 3,77	2	2,79	1,35 – 5,77	2
Трава (злаки)	В среднем	88,2	3,38 – 236	11	2,42	1,22 – 10,3	11
Тростник	<i>Phragmites australis</i>	0,46	0,26 – 0,64	6	0,89	0,63 – 1,88	6
Древесные листья	Древесные листья (неопр.)	209,3	148 – 296	2	1,68	0,75 – 3,77	2
	<i>Alnus glutinosa</i>	54,1	26,9 – 109	2	4,84	3,03 – 7,73	2
	<i>Populus alba</i>	175,6		1	26,9		1
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	167,6		1	0,18		1
	<i>Salix acutifolia</i>	334,7	107 – 657	6	1,84	0,72 – 5,13	6

Примечание. Сокращения такие же, как в табл. 3.

Показатель коэффициента концентрации (CC_{RN}) наглядно демонстрирует, что поступление ^{90}Sr в биологические объекты заметно превышает поступление ^{137}Cs (рис. 9). Для растений, произрастающих на суше, средняя разница достигает 1–2 порядков величины, тогда как у животных – лишь нескольких раз (табл. 8). В целом $CC_{RN}^{90}\text{Sr}$ у сухопутных растений в десятки раз превышает аналогичный показатель у животных, тогда как различия между биологическими объектами по величине $CC_{RN}^{137}\text{Cs}$ незначительны.

В настоящее время мы располагаем только предварительными данными о содержании изотопов плутония ($^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu) в биотических и абиотических объектах прибрежных экосистем. Наибольшие значения C_{RN} отмечены в почве (табл. 9). Также как и в случае со ^{90}Sr , они в несколько раз выше, чем в 0–20-сантиметровом слое отложений на прилегающих участках дна. Однако в биологических объектах значения C_{RN} плутония в сотни, а в воде в десятки тысяч раз ниже, чем в почве. Рассчитанные коэффициенты концентрации этих изото-

пов составили: для травы – $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,023 (диапазон значений 0,006–0,218), ^{238}Pu – 0,023 (0,006–0,256), для тростника – $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,0034 (0,0006–0,0062), ^{238}Pu – 0,0025 (0,00015–0,010). В целом наблюдается более высокая биодоступность плутония на участке № 2, тогда как остальные участки по этому показателю практически не отличаются (рис. 10).

Таблица 6. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в объектах биоты на участке № 3, Бк/г

Объект биоты	Вид	^{90}Sr			^{137}Cs		
		mean*	min – max	n	mean	min – max	n
Птицы	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1,03	0,60 – 1,63	6	0,27	0,01 – 1,33	6
	<i>Acrocephalus palustris</i>	3,50		1			
	<i>Dendrocopus major</i>	0,22	0,08 – 0,59	2	0,09	0,05 – 0,16	2
	<i>Erithacus rubecula</i>	1,00	0,10 – 4,13	7	0,32	0,12 – 0,60	7
	<i>Fringilla coelebs</i>	1,44	0,78 – 2,66	2	0,20	0,20 – 0,21	2
	<i>Lanius collurio</i>	1,60	0,53 – 12,6	6	0,17	0,09 – 0,25	5
	<i>Luscinia luscinia</i>	1,13	0,24 – 3,03	7	0,23	0,10 – 0,48	7
	<i>Parus coeruleus</i>	0,77		1	1,63		1
	<i>Parus major</i>	0,81	0,33 – 1,28	3	0,31	0,15 – 0,55	3
	<i>Parus polustris</i>	12,1		1	0,50		1
	<i>Sylvia nisoria</i>	8,26	1,45 – 46,9	2			
	<i>Turdus merula</i>	0,34	0,16 – 0,51	5	0,20	0,09 – 0,43	5
	<i>Turdus philomelos</i>	0,81		1	0,84		1
Мелкие млекопитающие	<i>Apodemus agrarius</i>	1,25	0,33 – 2,81	13	1,04	0,35 – 5,88	13
	<i>Crocidura suaveolens</i>	12,0		1	0,95		1
	<i>Microtus spp</i>	1,73		1	0,30		1
	<i>Myodes glareolus</i>	1,05	0,26 – 3,58	13	1,15	0,14 – 8,13	13
	<i>Sorex araneus</i>	2,96	1,62 – 5,40	2	0,81	0,71 – 0,93	2
	<i>Sylvaemus flavicollis</i>	1,00		1	1,48		1
	<i>Sylvaemus sylvaticus</i>	5,10	2,89 – 8,43	6	3,36	0,32 – 14,8	6
Рептилии	<i>Lacerta agilis</i>	1,93		1	0,43		1
	<i>Natrix natrix</i>	0,35	0,22 – 0,57	2	0,45	0,30 – 0,67	2
Трава (злаки)	В среднем	7,42	0,97 – 32,1	12	0,52	0,12 – 10,9	12
Тростник	<i>Phragmites australis</i>	0,29	0,17 – 0,50	6	0,70	0,38 – 0,88	6
Древесные листья	Листья деревьев (неопр.)	109,4		1	0,09		1
	<i>Alnus glutinosa</i>	1,34		1	2,44		1
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	27,4	17,4 – 43,2	2	0,50	0,44 – 0,56	2
	<i>Salix acutifolia</i>	16,3	3,64 – 106	8	0,26	0,07 – 1,80	8

Пр и м е ч а н и е. Сокращения такие же, как в табл. 3.

Таблица 7. Средние значения $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs в объектах биоты, объединенных по групповому признаку, Бк/г

Объект исследований	^{137}Cs				^{90}Sr			
	mean	SD	min-max	n	mean	SD	min-max	n
Участок 1								
Тростник	3,0	1,5	1,4 – 4,7	6	0,5	2,9	0,1 – 2,0	6
Трава	2,1	4,7	0,4 – 52,7	8	42,9	2,0	18,6 – 109,1	8
Древесные листья	7,2	4,2	0,6 – 38,7	11	182,7	3,4	5,9 – 451,5	11
Млекопитающие	5,0	3,6	0,5 – 49,2	24	3,9	3,6	0,2 – 35,5	23
Мелкие птицы	1,0	3,3	0,04 – 22,9	85	2,6	4,8	0,1 – 50,8	91
Участок 2								
Тростник	0,9	1,5	0,6 – 1,9	6	0,5	1,4	0,3 – 0,6	6
Трава	2,4	1,8	1,2 – 10,3	11	88,2	3,4	3,4 – 235,5	11
Древесные листья	2,2	3,7	0,2 – 26,9	12	204,3	2,43	26,9 – 656,7	12
Млекопитающие	9,4	5,1	0,4 – 151,7	18	12,5	2,1	1,3 – 25,2	18
Мелкие птицы	1,7	1,6	0,7 – 4,9	28	2,8	3,5	0,1 – 23,2	28
Участок 3								
Тростник	0,7	1,4	0,4 – 0,9	6	0,3	1,5	0,2 – 0,5	6
Трава	0,5	3,9	0,1 – 10,9	12	7,4	3,1	1,0 – 32,1	12
Древесные листья	0,3	3,1	0,01 – 2,4	12	16,9	4,0	1,3 – 109,4	12
Млекопитающие	1,7	3,5	0,3 – 14,8	21	2,5	2,4	0,3 – 12,0	21
Мелкие птицы	0,3	2,4	0,01 – 1,3	27	1,3	3,0	0,2 – 46,9	31

Примечание. Сокращения такие же, как в табл. 3.

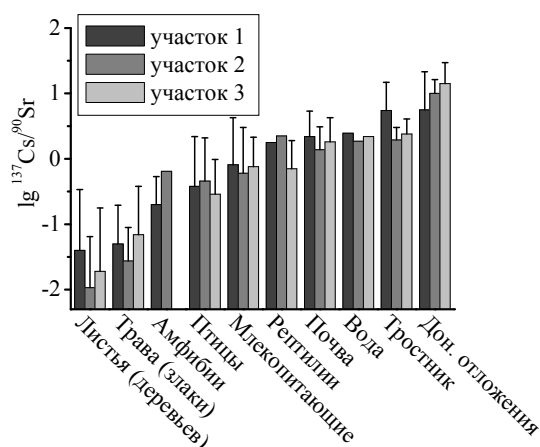


Рис. 8. Отношение $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ к $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ в объектах прибрежной экосистемы, усл. ед. (среднее $\pm$ стандартное отклонение $\lg (^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr})$).

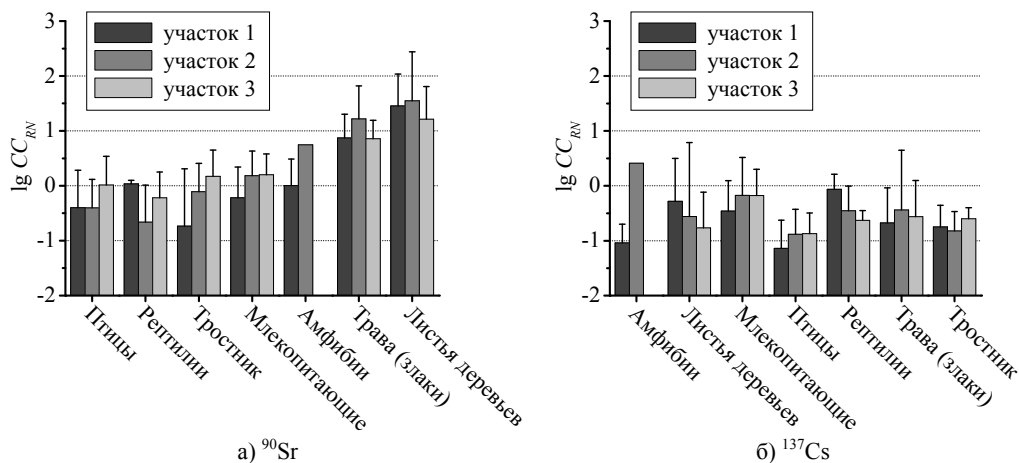


Рис. 9. Коэффициент концентрации радионуклидов в биологических объектах, усл. ед. (среднее $\pm$ стандартное отклонение $\lg (CC_{RN})$).

Таблица 8. Средний коэффициент концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs у представителей биоты прибрежной экосистемы ВО в 2007–2008 гг., усл. ед.

Группа объектов биоты	^{90}Sr				^{137}Cs			
	mean	SD	min-max	n	mean*	SD	min-max	n
Амфибии	1,28	3,34	0,35-8,50	7	0,16	4,65	0,04-2,59	6
Рептилии	0,53	3,05	0,07-1,90	7	0,38	2,23	0,16-1,35	7
Птицы	0,50	4,23	0,01-45,3	186	0,10	3,06	0,003-1,59	177
Млекопитающие	1,25	3,03	0,03-11,6	100	0,57	3,92	0,03-19,2	101
Тростник	0,60	6,11	0,01-3,90	18	0,19	2,09	0,06-0,54	18
Трава (злаки)	9,74	3,06	1,14-295,8	31	0,28	6,45	0,02-30,2	31
Листья деревьев	25,3	5,02	1,75-1689,8	35	0,29	9,36	0,002-41,2	35

Примечание. Сокращения такие же, как в табл. 3.

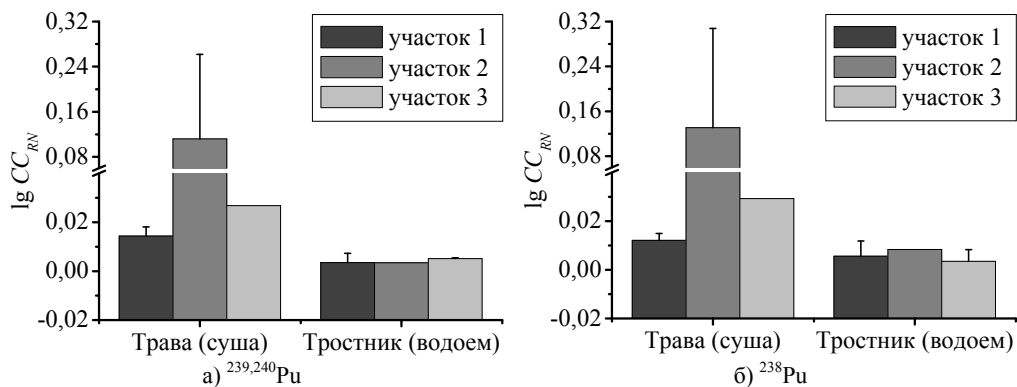


Рис. 10. Коэффициент концентрации изотопов плутония в растениях прибрежной экосистемы ВО в 2007–2008 гг., усл.ед.

Таблица 9. Удельная активность изотопов плутония в некоторых объектах прибрежных экосистем в 2007–2008 гг., Бк/кг

Объект	^{239,240} Pu				²³⁸ Pu			
	mean	SD	min-max	n	mean	SD	min-max	n
Участок 1								
Почва	143,1	2,83	39,5 – 699,8	6	63,5	2,76	18,1 – 286,2	3
Донные отложения	50,6	8,75	6,98 – 513,3	3	20,7	12,30	1,88 – 280,5	6
Трава (злаки)	1,22	2,28	0,473 – 1,99	3	0,513	1,96	0,236 – 0,759	3
Тростник	0,0295	1,47	0,020 – 0,043	3	0,0144	1,54	0,009 – 0,019	3
Вода	0,00025			1	0,00011			1
Участок 2								
Почва	63,9	8,29	1,12 – 270,3	6	24,8	8,80	0,386 – 107,8	6
Донные отложения	27,8	6,02	4,41 – 159,2	3	11,4	5,52	2,04 – 62,0	3
Трава (злаки)	2,85	3,16	0,809 – 7,71	3	1,19	3,54	0,298 – 3,54	3
Тростник	0,0633	3,16	0,017 – 0,142	3	0,0836	2,90	0,027 – 0,220	3
Вода	0,0067			1	0,0024			1
Участок 3								
Почва	22,8	4,16	1,71 – 82,0	6	10,5	4,23	0,746 – 37,64	6
Донные отложения	2,66	4,17	1,02 – 13,7	3	1,03	3,71	0,412 – 4,64	3
Трава (злаки)	0,932	1,74	0,633 – 1,75	3	0,532	1,61	0,380 – 0,917	3
Тростник	0,0273	4,38	0,005 – 0,073	3	0,00365	33,65	0,00006 – 0,032	3
Вода	0,00024			1	0,000086			1

Пр и м е ч а н и е. Сокращения такие же, как в табл. 3.

Заключение и выводы

Полученные в ходе исследований данные, по сути, являются первыми, которые характеризуют радиоэкологическую ситуацию в прибрежных наземных экосистемах ВО ЧАЭС. Однако более важным является то, что, во-первых, они отражают текущую ситуацию, обеспечивая базис для последующего мониторинга и для оценки последствий, связанных с осушением водоема, и, во-вторых, в ходе этих исследований были заложены стационарные участки с комплексным описанием радиационных и экологических условий – надежная тест-система экологических процессов.

Несмотря на определенные отличия, все стационары объединяет выраженная пространственная неравномерность радиационных условий. Повсеместно обнаружена тенденция к повышению уровня загрязнения на противоположном от водоема склоне дамбы (т.е. за дорогой). Там же на самых низких и сырых участках отмечена тенденция к повышению биодоступности ¹³⁷Cs. Между тем, на возвышенных участках вдоль гребня дамбы отмечены относительно высокие значения биодоступности ⁹⁰Sr.

Среди всех проанализированных компонентов прибрежной экосистемы почва и донные отложения являются наиболее загрязненными, однако в 0–20-сантиметровом поверхностном слое дна содержится несколько меньший запас радионуклидов (⁹⁰Sr, ^{239,240}Pu, ²³⁸Pu), чем на прилегающих участках суши. Различия в накоплении радионуклидов обнаружены и между биологическими объектами. Растения накапливают больше ⁹⁰Sr, чем животные, но по накоплению ¹³⁷Cs существенно не отличаются. Также установлено, что листья древесных

растений являются одними из наиболее загрязненных, а мелкие птицы – самыми «чистыми» среди биологических объектов побережья. В целом для условий, существующих на берегах ВО, характерно превышение биодоступности ^{90}Sr над биодоступностью ^{137}Cs , что в сочетании с запасом находящихся там радионуклидов дает и такое же соотношение их удельной активности у животных и растений. В отношении изотопов плутония установлено, что их биодоступность для травянистых растений на два порядка ниже, чем биодоступность ^{90}Sr , и на один порядок – чем ^{137}Cs . Как следствие, дискриминация в распределении плутония между абиотическими и биотическими компонентами наземных экосистем выражена намного сильнее, чем у ^{90}Sr и ^{137}Cs . В связи с этим последние два радионуклида следует рассматривать как более подходящие для целей долговременного мониторинга. В целом нынешние показатели радиоактивного загрязнения биоты на берегах ВО находятся в пределах вариации тех значений, которые характерны для большинства участков зоны отчуждения.

Полученный в ходе исследований опыт очертил круг биологических объектов наиболее удобных для долговременного мониторинга на берегах ВО. Во-первых, это мелкие млекопитающие и мелкие птицы, ввиду их многочисленности и несложности методов отлова. Для дополнительной стандартизации мониторинга целесообразно ловить наиболее обычные виды, такие как: зарянка (*Erithacus rubecula*), большая синица (*Parus major*), дроздовидная камышевка (*Acrocephalus arundinaceus*), полевая мышь (*Apodemus agrarius*), рыжая полевка (*Myodes glareolus*), и некоторые другие. Однако при меньших выборках обобщение данных в пределах условной группы («птицы», «мелкие млекопитающие» и т.п.) является вполне приемлемым, поскольку пределы внутривидовых вариаций загрязнения намного шире межвидовых отличий. Для стандартизации мониторинга растительных объектов подходят наиболее распространенные на сухих участках побережья ива остролистная (*Salix acutifolia*) и робиния (*Robinia pseudoacacia*), а в местах сырых понижений ольха (*Alnus glutinosa*) и жостер (*Rhamnus cathartica*). К сожалению, эти породы, как и другие, не имеют равномерного распределения по дамбе, в связи, с чем при выборе иных пород необходимо учитывать видовые особенности накопления радионуклидов. «Стандартным» видом среди травянистых растений может быть пырей (*Elytrigia repens*). В целом как на участках, выбранных в данном исследовании, так и по всей дамбе присутствует немало мест, которые практически лишены растительного покрова, поэтому разработка нерегулярной сетки стационарных точек будет наиболее оптимальным подходом в последующем мониторинге.

Следует добавить, что для более глубокого понимания процессов, спровоцированных осушением водоема, и для прогноза развития ситуации последующие исследования необходимо будет дополнить количественной оценкой структуры и состава растительных и животных комплексов.

Учитывая особенности строения дамбы ВО, бедность слагающих ее грунтов и искусственность гидрологического режима, можно предположить, что после понижения уровня воды в ВО, в прибрежной экосистеме произойдут следующие важные изменения:

Обнажение широких и незакрепленных растениями участков дна, в значительной мере представляющих собой незаиленные пески. Появившиеся на этой территории небольшие водоемы будут привлекать птиц и млекопитающих, что приведет к биогенной эрозии донных отложений и увеличению биогенной миграции радионуклидов. Не исключено и некоторое повышение поверхностного загрязнения растений, произрастающих на краю обнажений. Однозначно усилится иммобилизация радионуклидов растениями, расселяющимися на участках бывшего дна. Еще одной составляющей происходящих здесь изменений будет повышение радиационного фона в силу исчезновения воды.

Осушение и ныне не очень обеспеченного водой гребня ограждающей дамбы. Это приведет к выпадению чувствительных к засухе растений и обеднению фауны. Теоретически на этих участках может произойти некоторое повышение биодоступности ^{90}Sr .

Снижение уровня воды на низких участках дамбы, пересыхание некоторых болот и дренажных каналов. Теоретически это приведет к снижению биодоступности ^{137}Cs .

По всей видимости, после понижения уровня воды развитие ситуации в районе трех участков будет происходить по различному сценарию, поскольку прилегающие участки дна имеют различные батиметрические и радиоэкологические характеристики.

Таким образом, дестабилизация радиационной и экологической обстановки на берегах ВО ЧАЭС будет естественным и неизбежным следствием его осушения. Но степень и характер развития ситуации, возможно, будет оценить только в ходе последующих систематических наблюдений, в том числе на участках, заложенных в данном проекте.

Работы проведены в 2007–2009 гг. при поддержке Фонда гражданских исследований и развития (США, проект UKB1-2884-KV-07).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гацак С. П., Вишневський Д. О., Заліський О. О. Фауна хребетних тварин Чорнобильської зони відчуження (Україна). – Славутин: Вид-во ЧЦПЯБВР, 2006. – 100 с.
2. Weiss D., Larue P. J., Bogorinski P., et al. Collection and analysis of information and data related to the contamination of the Chernobyl cooling pond. Final report on CEC-Contract No. B7-5350/99/6241/MAR/C2. – 2000.
3. Collection and analysis and data related to the contamination of the Chernobyl cooling pond. GRS: Final report, contract No B7-5350/99/6241/MAR/C2. – 2000.
4. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України / Під ред. В. І. Балоги та ін. – К.: Атіка, 2006. – 224 с.
5. Last G. V., Bryant J. L., Bagaasen L. M. Technological approaches for decommissioning the Chornobyl cooling pond. Report PNNL for DOE under contract: DE-AC06-76PLO 1830. – 1997.
6. Канивец В. В., Войцехович О. В. Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема охладителя Чернобыльской АЭС // Тр. УкрНИГМИ. – 2000. – Вып. 248. – С. 154–171.
7. Whicker F. W., Hinton T. G., Niquette D. J. Effects of a partial draw down on the dynamics of ^{137}Cs in an abandoned reactor cooling reservoir // Freshwater and Estuarine Radioecology / Ed. J. Hilton et al. – Elsevier: Studies in Environmental Science, 1997. – P. 205–214.
8. Hinton T. G., Bell C. M., Whicker F. W. et al. Temporal changes and factors influencing ^{137}Cs concentration in vegetation colonizing an exposed lake bed over a three year period // J. Environ. Radioact. – 1999. – Vol. 44. – P. 1–19.
9. Kennamer R. A., Brisbin I. L., McCreedy C. D. et al. Radiocesium in mourning doves: effects of a contaminated reservoir drawdown and risk to human consumers // J. Wildlife Management. – 1998. – Vol. 62 (2). – P. 497–508.
10. Whicker F. W., Hinton T. G., Orlandi K. A. et al. Uptake of natural and anthropogenic actinides in vegetable crops grown on a contaminated lake bed // J. Environ. Radioact. – 1999. – Vol. 45. – P. 1–12.
11. Willard W. K. Avian uptake of fission products from an area contaminated by low-level atomic wastes // Science. – 1960. – Vol. 132 (3420). – P. 148–150.
12. Brisbin I. L. Jr. Avian radioecology // Current ornithology. Plenum Publ. Corp., New York. – 1991. – Vol. 8. – P. 69–140.
13. Маклюк Ю. А., Максименко А. М., Гацак С. П. и др. Многолетняя динамика радиоактивного загрязнения (^{90}Sr , ^{137}Cs) мелких млекопитающих в Чернобыльской зоне // Экология. – 2007. – № 38 (3). – С. 198–206.
14. Гацак С. П., Маклюк Ю. А., Максименко А. М. и др. Особенности радиоактивного загрязнения мелких птиц в Чернобыльской зоне в 2003–2005 годах // Радиобиология. Радиоэкология. – 2008. – № 48 (1). – С. 28–47.
15. IUR Statement. Protection of the environment in the 21st century: radiation protection of the biosphere including humankind // J. Environ. Radioact. – 2003. – Vol. 70. – P. 155–159.
16. Бондарьков М. Д., Бондарьков Д. М., Желтоножский В. А. и др. Метод измерения концентрации ^{90}Sr в биологических объектах и пробах грунта без радиохимии // Зб. наук. праць Ін-ту ядерних досл. НАН України. – 2002. – № 2 (8). – С. 162–167.
17. Маклюк Ю. А., Гацак С. П., Максименко А. М. и др. Величина и структура дозовых нагрузок у мелких млекопитающих Чернобыльской зоны через 19 лет после аварии // Ядерная физика та енергетика. – 2007. – № 3 (21). – С. 81–91.

18. *Кашипаров В. О.* Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в після аварійний період // Чорнобиль. Зона відчуження: Зб. наук. праць НАН України. – К.: Наук. думка, 2001. – С. 11–46.

КОМПЛЕКСНА ХАРАКТЕРИСТИКА СУХОПУТНИХ ЕКОСИСТЕМ НА БЕРЕГАХ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС НАПЕРЕДОДНІ ЙОГО ОСУШЕННЯ

**С. П. Гашак, Б. Я. Осколков, М. Д. Бондарьков, А. М. Максименко,
В. М. Максименко, В. І. Мартиненко, Томас Г. Хінтон**

У зв'язку із запланованим виведенням з експлуатації водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС було проведено оцінку поточного радіаційного та екологічного стану його прибережних природних комплексів з метою отримання базової вихідної інформації для наступного моніторингу ситуації та оцінки ризику наслідків, які можуть статися на суші під час та після спуску води. На берегах водойми було обрано три ділянки (200 × 200 м) і в період з 2007 по 2009 р. проведено їх радіоекологічну характеристику, що включає опис ландшафту, рослинних та тваринних комплексів, особливостей просторового розподілу потужності еквівалентної дози, а також параметрів накопичення ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ і ^{238}Pu у різних об'єктах прибережної екосистеми (вода, донні відкладення, прибережна й сухопутна рослинність, різноманітні групи наземних дрібних хребетних тварин). Отримані дані служимуть вихідною точкою для подальших спостережень та аналізу.

Ключові слова: водойма-охолоджувач Чорнобильської АЕС, радіоекологічний моніторинг, виведення з експлуатації, біоценози прибережжя.

COMPLEX CHARACTERISTICS OF TERRESTRIAL ECOSYSTEMS ON THE BANK OF COOLING POND CNPP ON THE EVE OF ITS DRAWDOWN

**S. P. Gashchak, B. Ya. Oskolkov, M. D. Bondarkov, A. M. Maksimenko,
V. M. Maksimenko, V. I. Martynenko, Thomas G. Hinton**

Since the decommission of Chernobyl NPP's cooling pond had been planned assessment of current radiation and ecological state of it's bank natural complexes was carried out in order to obtain initial information for the further monitoring of the situation and to assess risks of consequences which could take place on the land during and after the drawdown. Three sites (200 × 200 m) were established on the cooling pond's banks, and in 2007 – 2009 period radioecological characterization of them was performed. It included description of the landscape, plant and animal complexes, features of spatial distribution of exposure dose rate, as well as accumulation parameters of ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu in different objects of the bank's ecosystem (water, bottom sediments, pond-side vegetation, terrestrial vegetation, some groups of small vertebrates). The obtained results are starting points for further observations and analyses.

Keywords: cooling pond of Chernobyl NPP, radioecological monitoring, decommission, biocenoses of banks.

РАДИОЭКОЛОГИЯ АМФИБИЙ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ

С. П. Гащак, Ю. А. Маклюк, А. М. Максименко, М. Д. Бондарьков

Международная радиоэкологическая лаборатория,
ГНИО "Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам
и радиоэкологии", Славутич

Рассмотрены особенности накопления основных дозообразующих радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs) у амфибий чернобыльской зоны. В большинстве случаев, независимо от вида животных и места их отлова, удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs варьировала в широких пределах (1–2 порядка). С 1988 по 1992 г. коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в звене «почва - животное» снизились в 3–4 раза. Коэффициенты перехода ^{90}Sr в среднем превышают коэффициенты перехода ^{137}Cs у всех изученных видов. Установлены видовые отличия в накоплении радионуклидов. Отмечено, что *Bombina bombina* и *Pelobates fuscus* накапливают ^{90}Sr в большей степени, чем *Rana esculenta*, *Rana terrestris* и *Hyla arborea*. Сухопутные виды, независимо от их таксономической принадлежности, имеют более высокие коэффициенты перехода ^{137}Cs , чем околотовные.

Ключевые слова: амфибии, чернобыльская зона, коэффициент перехода радионуклида, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

Введение

Амфибии являются обычным компонентом природных комплексов чернобыльской зоны (ЧЗ). Всего здесь насчитывают 12 видов: тритоны – обыкновенный (*Triturus vulgaris*) и гребенчатый (*T. cristatus*), краснобрюхая жерлянка (*Bombina bombina*), обыкновенная чесночница (*Pelobates fuscus*), жабы – серая (*Bufo bufo*) и зеленая (*B. viridis*), обыкновенная квакша (*Hyla arborea*), лягушки – озерная (*Rana ridibunda*), Лессона (*R. lessonae*), прудовая (*R. esculenta* = гибрид двух предыдущих видов, способный к размножению), остромордая (*R. terrestris*) и травяная (*R. temporaria*) [1]. По результатам оценок, выполненных на соседней к ЧЗ территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ) Белоруссии, плотность населения амфибий в летний период достигает сотен, а иногда – и тысяч особей на 1 га [2]. Даже при 3–30 г отдельной особи их общая биомасса на 2600 км² территории ЧЗ может составлять сотни тонн в летний период, или 10–20 % от общей биомассы всех наземных позвоночных. Они не только совершают ежегодные локальные миграции, перемещаясь в места зимовок и к брачным водоемам, но и являются обычным кормовым объектом многих хищных птиц и млекопитающих. В условиях радиоактивного загрязнения местности животные, имеющие такие количественные и качественные характеристики, должны играть существенную роль в циркуляции радионуклидов в экосистеме.

Известно, что у амфибий существует несколько стадий жизненного цикла, характеризующихся специфической формой и экологией существования. Первая из них представляет собой икру, отложенную весной в водоемах. Теоретически главным источником происхождения радионуклидов в икре являются самки амфибий и лишь затем вода водоема, приводящая к значительному разбуханию икринок. В связи с тем, что на нерест самки собираются с большой территории, загрязнение икры будет зависеть от того, откуда они прибыли и может сильно варьировать между кладками. Загрязнение головастика – следующая стадия развития амфибий – должно быть производным от загрязнения воды и объектов питания, а потому коэффициент вариации его значений в пределах водоема будет наименьшим среди всех стадий жизненного цикла. После метаморфоза и перехода к наземному или земноводному образу жизни загрязнение их организма должно зависеть от трофической специализации, территориального поведения и от сезонных изменений в экологии и физиологии животных. Особенностью амфибий является зависимость их активности и питания от внешней температу-

ры, а также участие кожных покровов в обмене веществами с окружающей средой. Все эти обстоятельства являются очень важными в понимании и интерпретации материала, получаемого при изучении данной группы.

Несмотря на то, что после аварии на ЧАЭС прошло более 20 лет, о радиоэкологии амфибий известно немного. Большая часть опубликованной информации происходит с территории ПГРЭЗ и по сути является общей характеристикой радиоактивного загрязнения, без глубокого анализа [2–6]. Проведенные в 1999–2001 гг. исследования на территории ЧЗ [7, 8] несколько восполнили дефицит знаний, но их по-прежнему мало. Это побудило нас к проведению дополнительных исследований, включающих как получение новых данных, так и комплексный анализ ранее опубликованных работ.

Методы исследований

В работе проведен совокупный анализ собственных данных, полученных как в более ранний период – в 1999–2001 гг. [8], так и в последующие годы. За небольшим исключением, они представляют собой результаты измерений животных, попутно отловленных в ходе выполнения других исследований.

В части получения первичных данных основные подходы и методы были аналогичны тем, которые мы применяли при изучении мелких млекопитающих и мелких птиц ЧЗ [9, 10]. Оценку содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs осуществляли во всем теле животных: либо прижизненно, либо в замороженных тушках. Подробное описание метода измерений можно найти в данном сборнике, в статье, посвященной оценке запаса и выноса радионуклидов с птицами ЧЗ.

В исследовании использованы животные, отловленные в 1999–2009 гг. на 9 участках ЧЗ и двух участках за ее пределами. Все отловы осуществляли вручную. Всего было поймано 324 особи 7 видов. Уровни загрязнения местности в точках отловов определяли, исходя из электронной карты радиационной обстановки (по состоянию на 1992 г. и с поправкой на дату отлова) и предположения, что в течение месяца до отлова животные обитали на участке радиусом не более 0,5 км. В настоящей работе также использованы результаты исследований 1999 г. (только о содержании ^{137}Cs , $n = 98$), любезно предоставленные Тарасом К. Олексиком (Саванна-Риверская экологическая лаборатория, США).

Для сравнительного анализа использовали значения удельной активности радионуклида C_{RN} (Бк/г). Кроме того, в качестве количественного критерия биодоступности радионуклидов принято рассматривать коэффициент его перехода в цепи «почва – животное», выражаемый как отношение C_{RN} в животном к плотности загрязнения территории (D_{RN}) на участке обитания: $TF_{RN} = (\text{кБк/кг})/(\text{кБк/м}^2) = \text{м}^2/\text{кг}$.

Результаты и их обсуждение

В целом было показано, что загрязнение амфибий варьирует в десятки и сотни раз даже в пределах одного пункта отлова, в отдельных случаях достигая 10^2 Бк/г животной массы (табл. 1). В течение первых 10 лет после аварии средние значения C_{CS} упали в десятки раз, с непродолжительным повышением в 1989–1990 гг. [2, 3]. Учитывая, что загрязнение территории изменялось не сильно, такая динамика могла определяться исключительно изменениями в биодоступности радионуклидов (табл. 2). С 1988 по 1992 г. коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs снизились в 3–4 раза. Это полностью совпадает с аналогичным снижением, отмеченным у мелких млекопитающих [9].

К сожалению, данные, относящиеся к начальному периоду после аварии и к середине 1990-х годов практически отсутствуют, что затрудняет проследить динамику загрязнения амфибий за все годы. Но некоторые выводы можно сформулировать, если сравнить результаты исследований 1988–1992 гг. (литературные данные) и более позднего периода – 1999–2009 гг. (наши собственные исследования).

Таблица 1. Характеристика радиоактивного загрязнения *Rana terrestris* в некоторых районах Белоруссии в 1988–1989 гг. (по данным [2, 6], загрязнение территории по [11])

Участок	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs	
	С, Бк/г	TF, 10 ⁻³ (м ² /кг)	С, Бк/г	TF, 10 ⁻³ (м ² /кг)
Бабчин, Хойницкий р-н	1,37	18,5-37,0	7,0	4,7-12,6
Савичи, Брагинский р-н	2,4	21,6-64,9	0,5	0,9-2,7
Дерновичи, Наровлянский р-н	3,77	34,0-101,9	44,6	30,1-80,4

Таблица 2. Динамика радиоактивного загрязнения *Rana terrestris* возле с. Бабчин Хойницкого р-на Белоруссии в 1988–1992 гг. (по данным [5])

Период	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs	
	С, Бк/г	TF, 10 ⁻³ (Бк/г)/(кБк/м ²)	С, Бк/г	TF, 10 ⁻³ (Бк/г)/(кБк/м ²)
1988	1,0	12,9	7,3	6,58
1989	1,4	18,5	3,7	3,41
1990	0,3	4,1	5,1	4,81
1992	0,3	4,3	2,0	1,98

В 1999–2009 гг. загрязнение амфибий по-прежнему характеризовалось значительной, до 2–3 порядков величины, вариацией значений, даже для одного вида в пределах одного пункта (табл. 3 и 4). При этом частотное распределение значений C_{RN} отличалось от нормального (рис. 1), вследствие чего для дальнейшего анализа использовали средние геометрические значения.

Таблица 3. Удельная активность ⁹⁰Sr во всем теле амфибий на участках ЧЗ в 1999–2009 гг.

Год	Участок	D_{Sr} , кБк/м ²	Вид	C_{Sr} , Бк/г		n
				Среднее геометрическое	Диапазон	
2000	Чернобыль	278	<i>Rana terrestris</i>	0,9		1
	Оз. Глубокое	9290	<i>Pelobates fuscus</i>	166,4		1
			<i>Rana esculenta</i>	53,5	8,26–427	11
			<i>Rana terrestris</i>	12,5	7,83–20,1	2
	Изумрудное	590	<i>Rana esculenta</i>	2,1		1
			<i>Rana terrestris</i>	2,9	0,98–8,40	2
	«Рыжий лес»	18800–40000	<i>Hyla arborea</i>	117,2	109–130	3
			<i>Pelobates fuscus</i>	329,2	59,4–1795	13
<i>Rana terrestris</i>			225,9	27,4–2695	28	
Толстый лес	65	<i>Rana terrestris</i>	1,6	0,20–4,38	6	
2001	Неданчичи	16	<i>Rana terrestris</i>	0,1		1
	«Рыжий лес»	6770–40000	<i>Bombina bombina</i>	808,0	489–1048	7
			<i>Hyla arborea</i>	1228,2	930–1623	2
			<i>Pelobates fuscus</i>	1538,8	146–5320	4
			<i>Rana esculenta</i>	586,4	523–722	4
			<i>Rana terrestris</i>	101,3	38,9–2041	16
2003	«Рыжий лес»	4048	<i>Pelobates fuscus</i>	382,0	43,6–2701	46
2007	Пруд-охладитель, т.1	1816	<i>Rana esculenta</i>	6,5	2,27–55,3	5
			<i>Triturus cristatus</i>	6,5		1
	Пруд-охладитель, т.2	1618	<i>Rana terrestris</i>	32,1		1
2008	Неданчичи	14	<i>Rana terrestris</i>	0,8	0,21–3,13	13
	«Рыжий лес»	30900	<i>Rana terrestris</i>	534,6	141–2455	12
2009	Подлесное	11000	<i>Rana terrestris</i>	66,7	31,8–310	12
	Пролетарская Рудня	30	<i>Rana terrestris</i>	0,5	0,21–1,65	20

Таблица 4. Удельная активность ^{137}Cs во всем теле амфибий на участках ЧЗ в 1999–2009 гг.

Год	Участок	D_{Cs} , кБк/м ²	Вид	C_{Cs} , Бк/г		n
				Среднее геометрическое	Диапазон	
1999	Оз. Глубокое	12540	<i>Rana esculenta</i>	16,2	4,90–122	15
			<i>Rana terrestris</i>	41,5	10,2–181	13
	Изумрудное	1140	<i>Bufo bufo</i>	1,7		1
			<i>Rana esculenta</i>	2,4	0,80–5,30	33
			<i>Rana terrestris</i>	4,3	1,30–25,9	20
	НШП Лесничество	1110	<i>Bufo bufo</i>	9,6	3,40–65,9	7
			<i>Hyla arborea</i>	4,8		1
			<i>Pelobates fuscus</i>	12,2	4,40–169	7
			<i>Rana terrestris</i>	11,9		1
2000	Чернобыль	555	<i>Bombina bombina</i>	0,8		1
			<i>Rana terrestris</i>	1,1	1,13–1,14	2
			<i>Pelobates fuscus</i>	10,5		1
	Оз. Глубокое	12540	<i>Rana esculenta</i>	54,0	9,80–2175	13
			<i>Rana terrestris</i>	35,1	25,6–48,2	2
			<i>Rana esculenta</i>	6,3		1
	Изумрудное	1140	<i>Rana terrestris</i>	6,2	2,60–12,5	3
			<i>Hyla arborea</i>	86,0	69,3–127	3
			<i>Pelobates fuscus</i>	78,8	30,7–235	13
	«Рыжий лес»	31200–67000	<i>Rana terrestris</i>	158,9	42,2–1109	28
			<i>Bufo bufo</i>	4,8	3,90–6,40	3
			<i>Rana terrestris</i>	10,1	0,80–55,8	8
2001	Неданчичи	40	<i>Rana terrestris</i>	0,2	0,02–0,80	5
	«Рыжий лес»	9950–67000	<i>Bombina bombina</i>	59,4	20,0–100	7
			<i>Hyla arborea</i>	265,2	82,4–854	2
			<i>Pelobates fuscus</i>	222,2	46,8–549	4
			<i>Rana esculenta</i>	60,8	36,6–108	4
			<i>Rana terrestris</i>	173,0	45,2–1547	16
2003	«Рыжий лес»	12655	<i>Pelobates fuscus</i>	180,1	36,4–718	46
2007	Пруд-охладитель, т. 1	4019	<i>Rana esculenta</i>	1,3	0,60–4,10	5
	Пруд-охладитель, т. 2	2214	<i>Rana terrestris</i>	20,5		1
2008	Неданчичи	34	<i>Rana terrestris</i>	0,1	0,04–0,10	13
	«Рыжий лес»	53600	<i>Rana terrestris</i>	471,2	85,5–2048	12
2009	Подлесное	14300	<i>Rana terrestris</i>	41,4	5,00–147	12
	Пролетарская Рудня	80	<i>Rana terrestris</i>	0,2	0,03–1,30	20

По данным *Jagoe et al.* [7], амфибии, обитающие в воде, имеют меньшую вариацию значений, по сравнению с сухопутными. Считается, что это связано с большей неравномерностью пространственного распределения радионуклидов на суше и большими по дальности перемещениями сухопутных видов. Наивысшие значения установлены для участка «Рыжий лес», где $C_{\text{RN}}^{90}\text{Sr}$ иногда достигала величин более 5000 Бк/г (*Pelobates fuscus*), а ^{137}Cs – более 2000 Бк/г (*Pelobates fuscus*, *Rana terrestris*). Следует заметить, что по накоплению ^{90}Sr – это наивысшие значения, отмеченные в тот же период среди всех групп позвоночных ЧЗ.

В 1999–2009 гг. $C_{\text{RN}}^{90}\text{Sr}$, как правило, превышала $C_{\text{RN}}^{137}\text{Cs}$, причем, как в пределах ЧЗ, так и на удаленных участках (табл. 5). Однако такое было не всегда. В 2000–2001 гг. соотношение $C_{\text{RN}}^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ было выше 1,0 только на самых центральных участках, и не у всех видов.

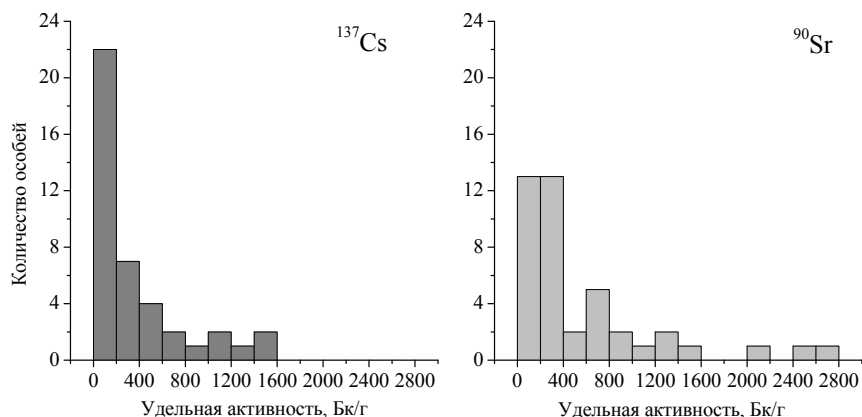


Рис. 1. Частотное распределение значений $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs в теле *Rana terrestris* на участке «Рыжий лес», Бк/г.

Таблица 5. Отношение $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ к $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ в теле амфибий на участках ЧЗ, усл. ед.

Год	Участок	Вид	Среднее геометрическое	Диапазон	n
2000	Чернобыль	<i>Rana terrestris</i>	0,75		1
	Оз. Глубокое	<i>Pelobates fuscus</i>	15,91		1
		<i>Rana esculenta</i>	0,89	0,20–5,15	11
		<i>Rana terrestris</i>	0,36	0,16–0,78	2
		Изумрудное	<i>Rana esculenta</i>	0,33	
	<i>Rana terrestris</i>		0,65	0,13–3,27	2
	«Рыжий лес»	<i>Hyla arborea</i>	1,36	1,02–1,58	3
		<i>Pelobates fuscus</i>	4,18	0,75–10,7	13
		<i>Rana terrestris</i>	1,42	0,28–10,1	28
«Толстый лес»	<i>Rana terrestris</i>	0,14	0,01–5,19	6	
2001	Неданчичи	<i>Rana terrestris</i>	0,16		1
	«Рыжий лес»	<i>Bombina bombina</i>	13,61	9,50–24,4	7
		<i>Hyla arborea</i>	4,63	1,90–11,3	2
		<i>Pelobates fuscus</i>	6,92	3,12–20,1	4
		<i>Rana esculenta</i>	9,64	6,71–14,3	4
		<i>Rana terrestris</i>	0,59	0,19–1,94	16
2003	«Рыжий лес»	<i>Pelobates fuscus</i>	2,12	0,64–8,09	46
2007	Пруд-охладитель, т. 1	<i>Rana esculenta</i>	4,97	1,15–13,3	5
	Пруд-охладитель, т. 2	<i>Rana terrestris</i>	1,57		1
2008	Неданчичи	<i>Rana terrestris</i>	8,50	3,28–26,0	13
	«Рыжий лес»	<i>Rana terrestris</i>	1,13	0,36–8,75	12
2009	Подлесное	<i>Rana terrestris</i>	1,61	0,37–8,75	12
	Пролетарская Рудня	<i>Rana terrestris</i>	1,42	0,29–5,56	12

В отличие от очевидного роста значений C_{RN} с увеличением плотности загрязнения территории (D_{RN}) относительный показатель загрязнения амфибий – коэффициент перехода (TF_{RN}) – либо уменьшался (^{90}Sr), либо практически не менялся (^{137}Cs). Это можно увидеть на примере наиболее многочисленного вида *Rana terrestris* (рис. 2). У него на центральных участках ЧЗ $TF_{RN}^{90}\text{Sr}$ был в 3,8 раз ниже, чем на относительно чистых территориях. Это аналогично эффекту, ранее установленному у мелких птиц [10], и свидетельствует о более низкой биологической доступности радионуклида на центральных участках ЧЗ, загрязненных преимущественно «топливной» компонентой радиоактивных выпадений [12].

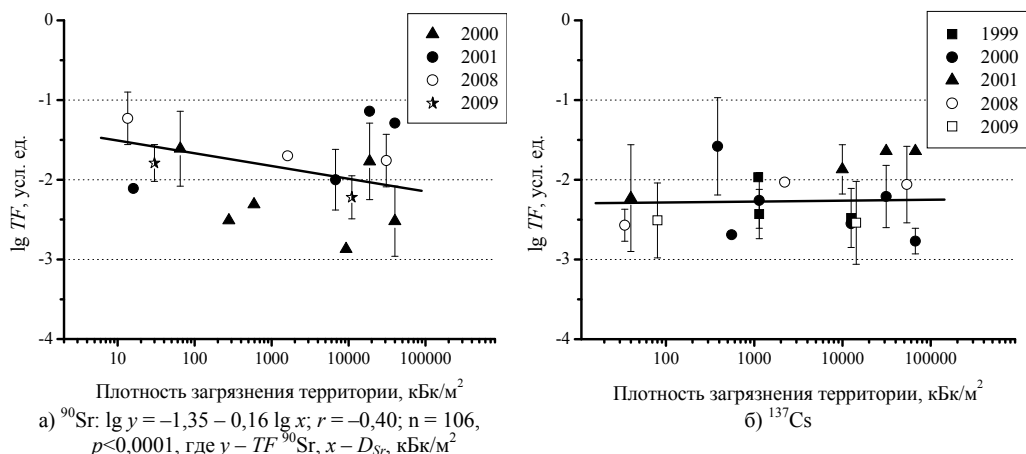


Рис. 2. Зависимость $TF^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs у *Rana terrestris* от плотности загрязнения территории в 2001– 2009 гг.

Если рассматривать животных одного вида, обитающих на одном участке, то вариация значений TF_{RN} принципиально не отличается от вариации значений C_{RN} (табл. 6 и 7). Это свидетельствует о действии целого комплекса факторов: начиная от гетерогенности радиационной обстановки и миграций животных и заканчивая сезонными сменами их физиологии и питания. Ограниченный объем первичных данных не позволяет рассмотреть большинство из них, однако такие, как видовые различия в накоплении радионуклидов и зависимость накопления от размеров животного могут быть проанализированы.

Таблица 6. Коэффициент перехода ^{90}Sr ($\times 10^{-3}$) у амфибий на участках ЧЗ, в среднем за период 1999–2009 гг., $\text{м}^2/\text{кг}$

Участок	Загрязнение почвы, $\text{кБк}/\text{м}^2$	Вид	TF_{Sr}		n
			Среднее геометрическое	Диапазон	
Неданчичи	14–16	<i>Rana terrestris</i>	50,4	7,7–231,8	14
Пролетарская Рудня	30	<i>Rana terrestris</i>	16,3	7,0–55,0	12
«Толстый лес»	65	<i>Rana terrestris</i>	24,5	3,1–67,3	6
Чернобыль	278	<i>Rana terrestris</i>	3,1		1
Изумрудное	590	<i>Rana esculenta</i>	3,5		1
		<i>Rana terrestris</i>	4,9	1,7–14,2	2
Пруд-охладитель, т. 2	1618	<i>Rana terrestris</i>	19,8		1
Пруд-охладитель, т. 1	1816	<i>Rana esculenta</i>	3,6	1,2–30,4	5
		<i>Triturus cristatus</i>	3,6		1
Оз. Глубокое	9290	<i>Pelobates fuscus</i>	17,9		1
		<i>Rana esculenta</i>	5,8	0,9–45,9	11
		<i>Rana terrestris</i>	1,3	0,8–2,2	2
Подлесное	11000	<i>Rana terrestris</i>	6,1	2,9–28,2	12
«Рыжий лес»	4048–40000	<i>Bombina bombina</i>	43,0	26,0–55,7	7
		<i>Hyla arborea</i>	11,8	2,7–49,5	5
		<i>Pelobates fuscus</i>	63,2	3,2–667,3	63
		<i>Rana esculenta</i>	31,2	27,8–38,4	4
		<i>Rana terrestris</i>	11,5	0,7–168,1	56
В среднем	14–40000		20,7	0,7–667,3	204

Таблица 7. Коэффициент перехода ^{137}Cs ($\times 10^{-3}$) у амфибий на участках ЧЗ, в среднем за период 1999–2009 гг., м²/кг

Участок	Загрязнение почвы, кБк/м ²	Вид	TF_{Cs}		n
			Среднее геометрическое	Диапазон	
Неданчичи	34–40	<i>Rana terrestris</i>	3,36	0,45–18,88	18
Пролетарская Рудня	80	<i>Rana terrestris</i>	3,09	0,36–16,11	15
«Толстый лес»	385	<i>Bufo bufo</i>	12,52	10,12–16,68	3
		<i>Rana terrestris</i>	26,35	2,19–145,06	8
Чернобыль	555	<i>Bombina bombina</i>	1,40		1
		<i>Rana terrestris</i>	2,05	2,04–2,06	2
НШП Лесничество	1110	<i>Bufo bufo</i>	8,69	3,03–59,40	7
		<i>Hyla arborea</i>	4,31		1
		<i>Pelobates fuscus</i>	11,03	3,93–152,58	7
		<i>Rana terrestris</i>	10,69		1
Изумрудное	1140	<i>Bufo bufo</i>	1,50		1
		<i>Rana esculenta</i>	2,18	0,74–5,53	34
		<i>Rana terrestris</i>	3,93	1,15–22,70	23
Пруд-охладитель, т. 2	2214	<i>Rana terrestris</i>	9,26		1
Пруд-охладитель, т. 1	4019	<i>Rana esculenta</i>	0,33	0,14–1,03	5
Оз. Глубокое	12540	<i>Pelobates fuscus</i>	0,83		1
		<i>Rana esculenta</i>	2,26	0,39–173,42	28
		<i>Rana terrestris</i>	3,24	0,81–14,44	15
Подлесное	14300	<i>Rana terrestris</i>	2,90	0,35–10,26	12
«Рыжий лес»	9950–67000	<i>Bombina bombina</i>	1,90	0,64–3,22	7
		<i>Hyla arborea</i>	3,19	1,03–12,75	5
		<i>Pelobates fuscus</i>	9,14	0,78–56,70	63
		<i>Rana esculenta</i>	1,95	1,17–3,45	4
		<i>Rana terrestris</i>	6,72	0,72–67,51	56
В среднем	34–67000		4,48	0,14–173,42	318

Объединение значений TF_{RN} , полученных в 1999–2009 гг. на всех участках центральной части ЧЗ, демонстрирует, что жабы (*Bombina bombina* и, особенно, *Pelobates fuscus*, $p < 0,001$) накапливают ^{90}Sr заметно в большей степени, чем лягушки (*Rana esculenta*, *Rana terrestris*, *Hyla arborea*) (рис. 3). По всей видимости, причина лежит в особенностях физиологии таксономических групп, поскольку и среди жаб, и среди лягушек есть виды с сильно различающейся степенью контакта с почвой. Одни из них значительную часть жизни проводят возле водоемов (жаба *Bombina bombina* и лягушка *Rana esculenta*), другие – на суше (жабы рода *Bufo* и *Pelobates fuscus* и лягушки *Rana terrestris*, *Hyla arborea*). Не исключено, что при достаточно большой выборке данных различие TF_{RN} ^{90}Sr по таксономическому признаку также можно будет обнаружить и в пределах каждой из экологических групп (околоводной и сухопутной).

Видовые отличия в накоплении ^{137}Cs проявляются другим образом. Здесь как раз превалирует влияние экологической формы. Все сухопутные виды, независимо от их таксономической принадлежности, имеют более высокие TF_{RN} ^{137}Cs ($p < 0,001$), чем околоводные (см. рис. 3). Более того, древесная лягушка *Hyla arborea* по этому показателю занимает промежуточное положение: она, хоть и обитает на суше, но в меньшей степени, чем остальные сухопутные виды, контактирует с почвой. Об отличиях сухопутных и водных амфибий указывали и ранее, на примере лягушек [7], теперь же эта закономерность подтвердилась и на примере жаб. Возможно, причины кроются в относительном загрязнении потенциальных кормовых объектов на суше и возле воды: как известно, водные формы организмов, как правило, накапливают меньше ^{137}Cs , чем аналогичные сухопутные. Также не исключено и дополнительное

влияние физиологии амфибий, поскольку через кожу у них осуществляется более активный обмен с окружающей средой, чем это имеет место у рептилий, птиц и млекопитающих. Наконец, при отлове беспозвоночных сухопутные амфибии скорее, чем околотовные, могут заглатывать частички почвы и, тем самым, увеличивать общее поступление радионуклидов.

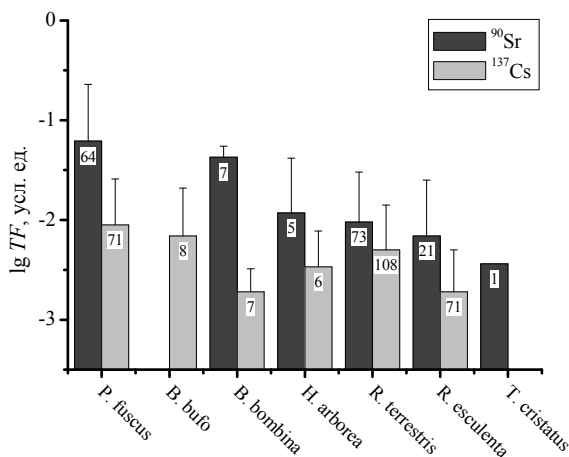


Рис. 3. Видовые отличия TF_{RN} ^{90}Sr и ^{137}Cs у амфибий ЧЗ.

В некоторых случаях, при наличии достаточно большой выборки животных одного вида с одного участка, сравнение зависимости TF_{RN} от массы тела обнаруживает определенные закономерности. Так, у остромордых лягушек в «Рыжем лесу» происходит снижение TF_{RN} с увеличением массы тела («возраста»): $^{137}\text{Cs} - \lg TF = -1,44 - 0,88 \lg m$, $r^2 = 0,25$, $d.f. = 1, 40$, $F = 13,6$, $p = 0,0007$; $^{90}\text{Sr} - \lg TF = -1,09 - 0,88 \lg m$, $r^2 = 0,19$, $d.f. = 1, 40$, $F = 9,3$, $p = 0,004$. Однако у чесночницы такая закономерность установлена только по отношению к ^{90}Sr : $\lg TF = -0,74 - 0,64 \lg m$, $r^2 = 0,02$, $d.f. = 1, 60$, $F = 1,38$, $p = 0,245$. У прудовой лягушки зависимость TF_{RN} от массы тела пока не обнаружена, возможно, по причине недостатка данных по особям из старших возрастных групп. Те же закономерности, которые установлены, согласуются с представлениями о более интенсивном накоплении радионуклидов у молодых и активно растущих организмов, однако, как и в случае с рыбами [13], возрастные изменения в трофической специализации могут нивелировать влияние возрастной физиологии либо даже изменить характер закономерности на обратный.

Нехватка первичных данных за 1999 – 2009 гг. не позволяет проследить, какие были тенденции в многолетней динамике загрязнения амфибий. Но если сравнить результаты за эти годы с материалами публикаций прежних лет (см. табл. 1 и 2), то видно, что с 1988 – 1990 гг. значения TF_{RN} многократно уменьшились: ^{90}Sr – с 0,018 – 0,101 до 0,001 – 0,063 м²/кг, а ^{137}Cs – с 0,001 – 0,080 до 0,0003 – 0,026. Причем основное снижение произошло до 1992 г. Это согласуется с общими тенденциями изменения биодоступности ^{90}Sr и ^{137}Cs в течение всех лет после аварии [14].

Еще одна интересная особенность радиоэкологии амфибий была установлена в ходе лабораторного эксперимента. В брачный период на одном из наиболее загрязненных участков ЧЗ было отловлено 6 пар остромордой лягушки, готовящиеся к нересту. В лабораторных условиях, в индивидуальных аквариумах с водой, взятой из относительно чистого водоема, от этих пар получили кладки икры, а затем – головастиков. У всех взрослых особей, а также в образцах икры (на стадии – через несколько часов после откладки) и у 9–12-суточных головастиков провели оценку удельной активности ^{137}Cs . Оказалось, что несмотря на значительно меньшие значения, не только икра, но и головастики «унаследовали» загрязнение самки (табл. 8). Корреляция в парах «икра–самка» ($\lg y_{\text{икра}} = -1,96 + 1,07 \lg x_{\text{самка}}$, $r = 0,95$, p

<0,01) и «головастики–самка» ($\lg y_{\text{головастики}} = -1,54 + 1,02 \lg x_{\text{самка}}, r = 0,98, p < 0,01$) была очевидной. С одной стороны, наличие зависимости между икрой и самкой было ожидаемым, как и то, что в более «чистой» воде разбухшая икра станет намного «чище». Однако сохранение зависимости у 9–12-суточных головастиков представляется неожиданным, поскольку весь этот период они активно росли и самостоятельно питались. Это указывает на то, что в этот период у головастиков превалируют процессы накопления, в результате чего доставшийся от матери ^{137}Cs в основном сохраняется, разбавляясь вновь поступающими веществами. По-видимому, у личинок до той поры, пока они живут в одном водоеме, должна наблюдаться меньшая дисперсия показателей загрязнения, чем у всей совокупности их родителей. Однако в дальнейшем, после метаморфоза, ситуация меняться по мере миграции и изменения рациона у молодых особей.

Таблица 8. Удельная активность ^{137}Cs в организме взрослых особей *Rana terrestris* из одной брачной пары, а также в икре и головастиках, полученных от них, Бк/г (живой массы)

Брачная пара	Самец	Самка	Икра	Головастики
1	63,8	11,6	0,14	0,51
2	5,0	12,5	0,20	0,26
3	29,3	62,0	0,57	–
4	12,0	119,8	3,78	3,45
5	128,1	132,2	1,57	3,70
6	86,6	146,7	2,15	5,91

Примечание. Измерения икры проведены через несколько часов после ее откладки, измерения головастиков – в возрасте 9–12 сут. Материал получен с участка «Подлесное» в апреле 2009 г.

Установленные значения $TF_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs в цепи «почва–животное» указывают на то, что амфибии имеют гораздо более высокие C_{RN} в своем теле по сравнению с C_{RN} поверхностного 0–10 см слоя почвы (основного депо радиоактивных веществ в экосистеме). Так, если

$$TF_{RN} = \frac{C_{RN-amph}}{D_{RN-soil}}, \quad (1)$$

где TF_{RN} – коэффициент поступления радионуклида в цепи «почва–животное», (кБк/кг)/(кБк/м²); $C_{RN-amph}$ – удельная активность радионуклида в теле амфибий, кБк/кг; $D_{RN-soil}$ – плотность загрязнения участка, кБк/м²,

и

$$C_{RN-soil} = \frac{D_{RN-soil} \times p}{\rho_{soil}}, \quad (2)$$

где $C_{RN-soil}$ – удельная активность радионуклида в 0–10-сантиметровом поверхностном слое почвы, кБк/кг; p – доля радионуклида, находящаяся в этом слое, от общего запаса; ρ_{soil} – плотность 0–10-сантиметрового слоя почвы, кг/м³, то коэффициент концентрации радионуклида (KK) в теле животного относительно удельной активности 0–10-сантиметрового поверхностного слоя почвы составит

$$KK = \frac{C_{RN-amph}}{C_{RN-soil}} = \frac{\rho_{soil} \times TF_{RN}}{p}. \quad (3)$$

При тех значениях ρ_{soil} и p , которые характерны для условий ЧЗ (1400–1700 кг/м³ и 0,7–0,9 соответственно), и при TF_{RN} , установленных в наших исследованиях, коэффициент концентрации ^{90}Sr в теле амфибий относительно почвы будет составлять около 40–45, а ^{137}Cs – 8–10 усл. ед.

По сравнению с другими группами наземных позвоночных амфибии являются одними из наиболее загрязненных (табл. 9). Принимая во внимание, что они имеют одну из наи-

больших совокупных биомасс и являются обычным кормовым объектом у многих млекопитающих, птиц и рептилий, их можно рассматривать как важнейший биологический компонент наземных экосистем, через который осуществляется циркуляция радионуклидов.

Таблица 9. Средние геометрические и диапазон значений (в скобках) $TF_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs у разных групп наземных позвоночных ЧЗ в 1999–2009 гг., (кБк/кг)/(кБк/м²)

Группа животных	$^{90}\text{Sr} (\times 10^{-3})$	$^{137}\text{Cs} (\times 10^{-3})$	Источник данных
Амфибии (бесхвостые)	20,7 (1–63), n = 204	4,5 (0,3–26), n = 318	Данная работа
Мелкие птицы	3,3 (0,1–213), n = 427	0,7 (0,04–4,7), n = 429	[10]
Мышевидные грызуны	5,8 (1,2–22), n = 926	7,9 (0,7–70), n = 1499	[9]

Заключение

За все годы, что прошли после аварии на Чернобыльской АЭС, радиоактивное загрязнение амфибий снизилось многократно. Во-первых, за счет распада короткоживущих радионуклидов и, во-вторых, за счет снижения биологической доступности ^{90}Sr и ^{137}Cs . Тем не менее как раньше, так и в последние годы их загрязнение характеризуется значительной вариацией значений, что связано с особенностями экологии и физиологии отдельных видов, сезонными сменами рациона и изменчивостью биодоступности радионуклидов. Имеющиеся данные указывают на то, что сухопутные виды имеют более высокие уровни загрязнения организма, чем виды, обитающие в воде, а жабы, возможно, накапливают больше ^{90}Sr , чем лягушки. В условиях ЧЗ у всех амфибий средние значения TF_{Sr} превышают значения TF_{Cs} , причем на центральных участках зоны («Рыжий лес») C_{Sr} также превышает C_{Cs} . По сравнению с другими видами наземных позвоночных амфибии накапливают довольно много и ^{137}Cs , и – особенно – ^{90}Sr . Все эти факты и относительно большая общая биомасса этой группы указывают на ее важность в экосистемах ЧЗ. Однако степень изученности данной группы по-прежнему находится на низком уровне.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гащак С.П., Вишневецкий Д.О., Заліський О.О. Фауна хребетних тварин Чорнобильської зони відчуження (Україна). - Славутич: Вид-во ЧЦПЯБРВР, 2006. – 100 с.
2. Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Под ред. Л. М. Сушени, М. М. Пикулика, А. Е. Плениной. – Минск: Наука и техника, 1995. – 263 с.
3. Сушеня Л. М., Пикулик М.М., Пленин А.Е. Оценка радиобиологических последствий на фауну в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Докл. I Междунар. конф. «Биологические и радиозоологические аспекты последствий аварии на ЧАЭС». Т. 1, ч. 1. – Зеленый Мыс, 1990. – С. 137–159.
4. Новицкий Р.В. К динамике накопления радионуклидов у амфибий и рептилий в Полесском радиационно-экологическом заповеднике // 10 лет Полесскому радиационно-экологическому заповеднику / Под ред. В. И. Парфенова. – Минск: Изд-во Н. Б. Киреева, 1998. – С. 120–122.
5. Войтович А.М. Экологический мониторинг мелких позвоночных животных // Там же. – С. 206–214.
6. Войтович А.М. Мелкие позвоночные животные в радиозоологическом мониторинге после аварии на ЧАЭС // Проблемы экологии и экологического образования Полесья в постчернобыльский период: Материалы Междунар. науч.-практ. конф. – Мозырь: РИФ "Белый ветер", 2000. – С. 146–152.
7. Jagoe C.H., Majeske A.J., Oleksyk T.K. et al. Radiocesium concentrations and DNA strand breakage in two species of amphibians from the Chornobyl exclusion zone // Proceed. of the International Congress "ECORAD 2001", Aix-en-Provence (France), 3–7 Sept., 2001. – Radioprotection-Colloques. – Vol. 37, C1. – P. 873–878.
8. Бондарьков М.Д., Гащак С.П., Горюная Ю.А. Особенности радиоактивного загрязнения амфибий Чернобыльской зоны // Сб. науч. статей «Научные и технические аспекты международного со-

трудничества в Чернобыле». Вып. 4 / Под ред.: В. Н. Глыгало, А. В. Носовского. – К.: Политехника, 2002. – С. 508–517.

9. Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Гащак С.П. и др. Многолетняя динамика радиоактивного загрязнения (^{90}Sr , ^{137}Cs) мелких млекопитающих в Чернобыльской зоне // Экология. – 2007. – Т. 38 (3). – С. 198–206.
10. Гащак С.П., Маклюк Ю.А., Максименко А.М. и др. Особенности радиоактивного загрязнения мелких птиц в Чернобыльской зоне в 2003 – 2005 годах // Радиобиология. Радиоэкология. – 2008. – Т. 48 (1). – С. 28–47.
11. Радиационная обстановка на территории республики Беларусь / Карта, масштаб 1 : 1000000. Комитет по земельным ресурсам, геодезии и картографии при Совете Министров республики Беларусь. Республиканское унитарное предприятие «Белкартография». – Минск, 2004.
12. Кашпаров В.О. Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний період // Чорнобиль. Зона відчуження: Зб. наук. праць НАН України. – К.: Наук. думка, 2001. – С. 11–46.
13. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. – М.: ТНИ КМК, 2004. – 215 с.
14. Ivanov Yu.A., Kashparov V.A. Long-term dynamics of the radiological situation in terrestrial ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone // Sci. and Pollut. Res. – 2003. – Spec. Iss. № 1. – P. 13–20.

РАДІОЕКОЛОГІЯ АМФІБІЙ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ

С. П. Гащак, Ю. О. Маклюк, А. М. Максименко, М. Д. Бондарьков

Розглянуто особливості накопичення основних дозоутворюючих радіонуклідів (^{90}Sr , ^{137}Cs) в амфібій чорнобильської зони. У більшості випадків, незалежно від виду тварин і місця їх відлову, питома активність ^{90}Sr і ^{137}Cs варіювала в широких межах (1–2 порядки). З 1988 по 1992 р. коефіцієнти переходу ^{90}Sr і ^{137}Cs у ланці «грунт – тварина» знизилися в 3–4 рази. Коефіцієнти переходу ^{90}Sr в середньому перевищують коефіцієнти переходу ^{137}Cs у всіх видів, що були досліджені. Установлено видові відмінності в накопиченні радіонуклідів. Відзначено, що *Bombina bombina* та *Pelobates fuscus* накопичують ^{90}Sr більше, ніж *Rana esculenta*, *Rana terrestris* та *Hyla arborea*. Сухопутні види, незалежно від їх таксономічної належності, мають більш високі коефіцієнти переходу ^{137}Cs , ніж навколоводні.

Ключові слова: амфібії, чорнобильська зона, коефіцієнт переходу радіонукліду, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

RADIOECOLOGY OF AMPHIBIANS IN CHERNOBYL ZONE

S. P. Gashchak, Yu. A. Maklyuk, A. M. Maksimenko, M. D. Bondarkov

The peculiarities of accumulation of the main dose-forming radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs) in amphibians of Chernobyl zone was analyzed. In the most cases, regardless animal species and location of capturing, activity concentration ^{90}Sr and ^{137}Cs varied in wide range (1 – 2 order of magnitude). From 1988 to 1992 years transfer factors of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the link of "soil-animal" decreased by 3 – 4 times. Transfer factor of ^{90}Sr on average exceed ^{137}Cs one in all investigated species. Species differences in the accumulation of radionuclides were founded. It is noted that *Bombina bombina* and *Pelobates fuscus* accumulate more ^{90}Sr than *Rana esculenta*, *Rana terrestris* and *Hyla arborea*. Terrestrial species, regardless of their taxonomic identity, have higher rates of ^{137}Cs transfer factor than water inhabitant species.

Keywords: amphibians, Chernobyl zone, transfer factor of radionuclide, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

ЗАПАС ^{90}Sr И ^{137}Cs В БИОМАССЕ ПТИЦ НА ТЕРРИТОРИИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ И РАЗМЕР ВЫНОСА РАДИОНУКЛИДОВ С ПТИЦАМИ ЗА ЕЕ ПРЕДЕЛЫ

**С. П. Гашак, М. Д. Бондарьков, Ю. А. Маклюк, А. М. Максименко,
В. И. Мартыненко, И. В. Чижевский**

*Международная радиоэкологическая лаборатория,
ГНИО "Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам и радиоэкологии", Славутич*

Проведены исследования радиоактивного загрязнения мелких воробьиных на территории чернобыльской зоны в 2003–2005 гг. с целью оценки запаса и выноса радионуклидов с птицами. Содержание радионуклидов в организме птиц варьировало в широком диапазоне, при этом удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs отличалась на 2–4 порядка, а в целом по чернобыльской зоне – на 5 порядков. Максимальные значения загрязнения птиц составляли сотни Бк/г на центральных участках зоны. Отмечено, что за счет снижения биологической доступности радионуклидов из почвы коэффициент перехода ^{90}Sr снизился в 4,05 раз, а ^{137}Cs – в 11,0 раз по сравнению с результатами оценок первых лет. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в теле птиц уменьшилась в 1,6–7,0 и 7,9–29,2 раза соответственно. По нашим оценкам, общее количество мелких птиц на территории чернобыльской зоны к концу гнездового периода составляет не менее 5,14 млн особей, их общая биомасса – 134 т, общий запас ^{90}Sr – 74,8 МБк и ^{137}Cs – 55,0 МБк. Установлено, что в настоящее время с птицами выносятся в 16,2 раз меньше ^{137}Cs и в 6,1 раз меньше ^{90}Sr , чем в 1987 г.

Ключевые слова: чернобыльская зона, птицы, ^{90}Sr , ^{137}Cs , вынос радионуклидов.

Введение

В последнее десятилетие при оценках различных путей выноса радиоактивности с территории чернобыльской зоны (ЧЗ) приводились и оценки значимости выноса, осуществляемого птицами [1]. Эта величина составляла около 15–67 ГБк ^{90}Sr и 56–204 ГБк ^{137}Cs или соответственно около 0,05–0,09 % и 0,5–0,9 % от всего годового выноса радионуклидов со всеми путями миграции. Однако эти расчеты, по сути, базировались лишь на данных Францевича Л. И. и соавторов [2], полученных в 1986–1988 гг., и без поправок на изменение радиационной обстановки. Кроме того, ни в одной из публикации не давалось полного обоснования этих оценок.

В 2003–2005 гг. нами были проведены исследования радиоактивного загрязнения мелких воробьиных на территории ЧЗ [3], результаты которых послужили основанием для проведения собственных оценок запаса и выноса радионуклидов с птицами. Настоящая работа представляет собой расширенный вариант предыдущего сообщения, вышедшего в виде материалов международной конференции 2008 г. [4].

Выбор группы мелких птиц диктовался несколькими причинами. Во-первых, воробьиные имеют совокупную биомассу, одну из наибольших среди местных позвоночных. Они являются одним из основных потенциальных путей биогенного выноса радионуклидов во время ежегодных сезонных миграций. Наконец, выбор диктовался методом, разработанным для прижизненных оценок общего содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в теле животных мелких размеров.

Объекты и методы

Данные исследования проведены на нескольких участках ЧЗ, преимущественно расположенных в 3–5 км от аварийного реактора и отличающихся по уровню радиоактивного загрязнения (табл. 1). Участки с относительно низким радиоактивным загрязнением избега-

лись сознательно ввиду относительно низкой чувствительности метода прижизненных оценок.

Таблица 1. Плотность загрязнения почвы на исследовательских участках в 2003–2005 гг.

Участок	⁹⁰ Sr, МБк/м ²		¹³⁷ Cs, МБк/м ²		n
	среднее	диапазон	среднее	диапазон	
1. Азбучин	12,57	7,88–16,48	16,48	6,58–27,73	89
2. Черевач	0,05	0,04–0,06	0,14	0,09–0,18	89
3. Изумрудное	0,49	0,31–0,61	0,94	0,41–1,89	89
4. Копачи	1,41	0,86–2,36	2,15	0,89–4,57	89
5. Новошепеличи	0,54	0,29–0,74	0,84	0,42–1,33	86
6. НШП Лесничество	1,53	0,19–2,79	5,38	0,39–12,31	92
7. Припять, старик	1,35	0,68–3,60	1,81	0,67–5,05	85
8. Припять, яхт-клуб	3,63	1,30–6,53	4,56	0,22–13,41	86
9. Рыжий лес-1	20,64	3,27–40,66	32,51	1,63–72,07	89
10. Рыжий лес-2	6,07	1,38–27,36	8,26	1,57–56,75	89
11. Рудня-Илинецкая	0,006	0,004–0,010	0,043	0,016–0,110	89
12. Весняное	0,14	0,06–0,21	2,30	0,84–3,31	89

Оценку плотности радиоактивного загрязнения территории осуществляли по материалам аэрогаммасъемки ЧЗ 1992 г. (выполненной Институтом радиэкологии НАН Украины и переработанной НТЦ НПО “Припять”) с поправкой на год отлова птиц. С помощью соответствующего картографического приложения (MapInfo Prof.) из базы данных производили выборку значений, попадающих в круг с радиусом 500 м и центром в точке отлова птиц. Такой подход основывался на допущении, что птицы не покидали эту площадку в течение месяца до отлова и равновероятно посещали все ее точки. Несомненно, в период размножения мелкие птицы используют меньший по размерам гнездовой участок (радиусом 50 - 200 м: [5]), и посещают те или иные места в зависимости от их пищевой привлекательности. А в сезон миграций, напротив, птицы покидают участки очень быстро. Тем не менее, такое допущение позволяет сравнивать птиц с различной степенью территориальной подвижности и упростить анализ для тех участков, где точки отлова птиц распределены по относительно большой площади.

В настоящем исследовании радиоактивное загрязнение птиц (C_{RN} , кБк/кг) анализировали относительно уровня радиоактивного загрязнения местности (D_{RN} , кБк/м²) и выражали в виде коэффициента перехода радионуклидов в цепи «почва–птица»: $TF_{RN} = C_R/D_{RN}$, (кБк/кг)/(кБк/м²). Это позволяло в дальнейшем экстраполировать результаты исследований на всю территорию ЧЗ.

Отловы птиц осуществляли в мае - июне (гнездовой период) и в конце сентября – начале октября (в период осенних миграций), в основном с помощью орнитологической паутинной сети. Однако на участках «Рыжий лес» и «Изумрудное» взрослых птиц и птенцов отлавливали в искусственных гнездовьях. Некоторые птицы были подобраны мертвыми на дорогах или внутри зданий. Пойманных птиц помещали в матерчатый мешочек и доставляли в полевую мобильную лабораторию, расположенную в 200–400 м, а после завершения измерений и обработки выпускали обратно на том же участке.

Полевая лаборатория, организованная на базе автобуса, имеет в своем составе специальный гамма- и бета-спектрометрический комплекс. Последний включает:

1. Счетную камеру с экранирующими свинцовыми стенками 100–150 мм толщиной выдвижного короба (100 × 300 × 100 мм) для контейнера с птицей.

2. Бета-детектор (сцинтилляторный тонкопленочный 0,1 мм), установленный вертикально над счетной камерой.

3. Гамма-детектор. В 2003–2004 гг. был использован Canberra-Packard спектрометр с высокочистым германиевым детектором, но в 2005 г. его заменили сцинтилляторным NaI детектором, чтобы избавиться от операций с жидким азотом в полевых условиях. Детектор смонтирован по направлению к счетной камере горизонтально.

4. Анализатор ASA100 для обработки бета-спектра с соответствующим программным приложением «Beta+» (Институт ядерных исследований, Киев, Украина).

5. Многоканальный анализатор InSpector с соответствующим программным приложением Gamma-Analyzer Canberra Packard для обработки гамма-спектра.

6. Для управления анализаторами использовали программное приложение GENIE-2000 (Canberra Packard).

7. Персональный компьютер.

Спектрометрический комплекс обеспечивался энергией от переносного бензинового электрогенератора через источник бесперебойного питания UPS.

Данный комплекс позволяет измерять содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs одновременно. При этом содержание ^{137}Cs определяется традиционным гамма-спектрометрическим методом, в то время как ^{90}Sr – на бета-спектрометре с учетом того, что измеряемый объект «толстослойный» и в нем присутствует сопоставимое количество ^{137}Cs . Пластиковый тонкослойный сцинтилляторный детектор поглощает бета-электроны ^{90}Sr с эффективностью на 1–2 порядка более высокой, чем гамма-кванты ^{137}Cs (661 кэВ). Получаемый экспериментальный спектр обрабатывали методом сопоставления с тщательно измеренными спектрами от калибровочных источников и текущего фона. Три калибровочных источника представляли собой фантомы птицы (получилиндр 65 × 14 мм) с известным количеством ^{90}Sr + ^{90}Y , ^{137}Cs и суммы ^{90}Sr + ^{90}Y и ^{137}Cs . Для контроля адекватности проводимых измерений ежедневно проводили калибровку, калибровка также выполнялась при смене участков и после всех работ по обслуживанию комплекса.

Для измерений птиц помещали в разовый картонный контейнер с верхней стенкой из полиэтиленовой пленки (толщиной 0,1 мм). Были использованы контейнеры двух размеров: 50 × 35 × 100 мм – для птиц мелких размеров; 70 × 60 × 170 мм – для дроздов, дубоносов, дятлов. В углах контейнеров проделывали небольшие отверстия для улучшения вентиляции в течение периода измерений. Процедура измерений была достаточно щадящей и большинство птиц переживали ее без каких-либо негативных последствий.

Продолжительность измерений варьировала от 300 до 3600 с в зависимости от радиоактивности животного. В любом случае мы избегали очень долгих измерений, поскольку это снижало общую продуктивность исследований и увеличивало риск гибели птицы. Собственный фон спектрометра варьировал от 0,2 до 0,8 имп/с. Диапазон минимально детектируемой активности (МДА) составлял 7–155 Бк в зависимости от внешних радиационных условий, собственной радиоактивности птицы и продолжительности измерений. Ошибка определения содержания радионуклидов обычно не превышала 20–30 %, но в ряде случаев (на участках «Изумрудное», «Весняное», «Черевач», «Рудня-Илинецкая») могла превышать 50 %. Если результаты измерений были меньше МДА, то для расчетов использовали само значение МДА (5 % всего объема данных).

Выполненные оценки построены на результатах 491 измерения 469 особей птиц, принадлежащих к 44 видам (преимущественно отряда Воробьинообразные). Размеры тела варьировали от 8 до 168 г, но, как правило, не превышали 30 г. Большинство птиц принадлежало к лесному комплексу, несколько видов — к околородному, синантропному и луговому комплексам (табл. 2).

Плотность населения птиц и характер их распределения по территории ЧЗ получены по результатам анализа литературных данных. Подробное описание подходов приведено в тексте ниже.

**Таблица 2. Общая характеристика птиц, использованных в работе
(в скобках – размерный диапазон, г)**

Вид	Экологическая ниша	УЭТГ
<i>Turdus merula</i> (52,0–115,5), <i>Turdus philomelos</i> (60,8–90,6), <i>Turdus viscivorus</i> (101,6). Все – ЭвФ	Лес: нижний ярус, подстилка, верхний слой почвы	1
<i>Anthus trivialis</i> (ЭнФ, 21,1–25,6), <i>Emberiza citrinella</i> (ЭвФ, 22,3–29,9)	Лес: поверхность подстилки, травянистая растительность	2а
<i>Luscinia luscinia</i> (ЭнФ, 19,6–26,1)	Лес: подстилка	2б
<i>Motacilla alba</i> (ЭнФ, 21,9), <i>Motacilla flava</i> (ЭнФ, 17,2)	Полуоткрытые и открытые пространства: поверхность почвы, травянистая растительность	2в
<i>Garrulus glandarius</i> (ЭвФ, 160,0–168,8)	Лес: кроны деревьев, лесная подстилка	3а
<i>Lanius colurio</i> (ЭнФ, 26,9–30,5)	Полуоткрытые и открытые пространства: кустарники, поверхность почвы	3б
<i>Jynx torquilla</i> (ЭнФ, 37,2–37,5)	Лес: нижний ярус, поверхность почвы	4а
<i>Sitta europaea</i> (20,7–27,3), <i>Certhia familiaris</i> (8,8–9,4), <i>Dendrocopos medius</i> (50,8–78,2). Все – ЭнФ	Лес: поверхность древесных стволов и ветвей	4б
<i>Emberiza schoeniclus</i> (ЭвФ, 18,6–21,4)	Околоводная растительность: кустарники, заросли тростника	5а
<i>Acrocephalus arundinaceus</i> (ЭнФ, 31,3–32,7), <i>Acrocephalus palustris</i> (ЭнФ, 13,1)	Околоводная растительность: кустарники, заросли тростника	5б
<i>Erithacus rubecula</i> (14,2–22,4), <i>Fringilla coelebs</i> (18,2–26,4), <i>Parus major</i> (11,1–24,9), <i>Parus ater</i> (9,2–9,3), <i>Parus caeruleus</i> (10,1–14,2), <i>Parus cristatus</i> (10,6), <i>Phoenicurus ochruros</i> (17,7), <i>Phoenicurus phoenicurus</i> (13,8–18,9). Все – ЭнФ	Лес: нижний ярус и кроны деревьев	5в
<i>Oriolus oriolus</i> (ЭнФ, 75,8–76,1)	Лес: кроны деревьев	5г
<i>Aegithalos caudatus</i> (8,0–9,9), <i>Locustella fluviatilis</i> (17,8), <i>Locustella luscinioides</i> (17,8–19,2), <i>Sylvia atricapilla</i> (15,7–17,5), <i>Sylvia borin</i> (19,6), <i>Sylvia communis</i> (15,3), <i>Sylvia nisoria</i> (20,9–25,8). Все – ЭнФ	Лес: периферические части крон, кустарники	5д
<i>Coccothraustes coccothraustes</i> (ФФ, 42,6–54,9)	Лес: кроны деревьев, кустарники	6
<i>Ficedula albicollis</i> (10,0), <i>Ficedula hypoleuca</i> (10,2–16,9), <i>Hippolais icterina</i> (12,4–13,8), <i>Muscicapa striata</i> (13,7–17,4), <i>Phylloscopus spp.</i> (9,4), <i>Phylloscopus collybita</i> (8,3–10,3), <i>Phylloscopus sibilatrix</i> (9,8–11,0), <i>Phylloscopus trochilus</i> (8,0–11,3). Все – ЭнФ	Лес: кроны деревьев, воздух	7
<i>Hirundo rustica</i> (ЭнФ, 10,0–21,8), <i>Riparia riparia</i> (ЭнФ, 12,2–12,7)	Открытые и полуоткрытые пространства: воздух	8
<i>Alcedo atthis</i> (ИФ, 31,5)	Водоемы	9

Примечание. УЭТГ – условная эколого-трофическая группа, ЭвФ – эврифаг, ЭнФ – энтомофаг, ФФ – фитофаг, ИФ – ихтиофаг.

Результаты и их обсуждение

Согласно проведенным исследованиям, содержание радионуклидов в организме птиц варьирует в широком диапазоне (табл. 3). Даже на одном участке C_{RN} могут отличаться на 2–4 порядка, а в целом по ЧЗ – на 5 порядков. То же можно сказать и о каждом виде отдельно. Наибольшие значения C_{RN} обнаружены на наиболее близких к ЧАЭС участках «Рыжего леса» (^{90}Sr : 205–297 Бк/г у птенцов большой синицы *Parus major*; ^{137}Cs : 304–367 Бк/г у взрослых *Parus major*) и «Азбучин» (^{90}Sr : 226 Бк/г у молодого соловья *Luscinia luscinia*; ^{137}Cs : 84,7 Бк/г у взрослой особи певчего дрозда *Turdus philomelos*). Тем не менее, наименьшие значения C_{RN} (на пределе возможностей измерения) были получены не только на самых «чистых» участках (Черевач, Рудня-Илинецкая), но и на самых «грязных» тоже.

Таблица 3. Общий диапазон значений C_{RN} ^{90}Sr и ^{137}Cs у птиц в ЧЗ в 2003–2005 гг., Бк/г

Участок	n	^{90}Sr	^{137}Cs
Азбучин	66	0,41–225,7	0,61–84,7
Черевач	5	1,48–2,34	0,01–0,13
Изумрудное	74	0,23–14,7	0,01–2,10
Копачи	2	3,07–4,43	0,51–3,92
Новошепеличи	1	7,52–7,52	0,83–0,83
НШП Лесничество	107	0,50–61,5	0,34–46,7
Припять, старик	22	0,07–31,3	0,18–1,70
Припять, яхт-клуб	29	0,24–80,6	0,28–12,3
Рыжий лес-1	53	13,9–297,0	10,1–367,2
Рыжий лес-2	116	0,01–56,3	0,23–304,9
Рудня-Илинецкая	1	1,29–1,29	0,13–0,13
Весняное	15	0,39–4,39	0,18–1,27
В целом	491	0,01–297,0	0,01–367,2

В целом можно сказать, что распределение значений C_{RN} в первом приближении выглядит как логнормальное, поскольку стандартное отклонение и среднее значение строго коррелируют (C_{Sr} : $y = 7,30 (\pm 3,53) + 0,52 (\pm 0,07) \times x$; $F = 50,2$, d. f = 1, 7, $r^2 = 0,893$, $p < 0,001$; C_{Cs} : $y = 2,42 (\pm 2,89) + 1,05 (\pm 0,12) \times x$; $F = 78,8$, d. f. = 1, 7, $r^2 = 0,929$, $p < 0,001$), что совпадает с аналогичным распределением значений, установленном в исследованиях других групп животных, почвы и растений [6, 7]. В связи с этим при анализе исходных данных были использованы значения $\log_{10} C_{RN}$.

Нормализация величины C_{RN} по величине D_{RN} не уменьшает диапазон значений производной величины – коэффициента перехода (TF_{RN}): он точно также сильно варьирует у отдельных видов на каком-либо конкретном участке (табл. 4). Это, несомненно, связано с особенностями индивидуального питания и поведения птиц, с сезонными изменениями в их рационе и физиологии, а также с почвенно-растительными условиями участков и локальной биодоступностью радионуклидов.

В отличие от теплокровных животных крупных размеров мелкие птицы должны иметь очень высокую интенсивность обмена веществ. Об этом упоминали неоднократно [8,

9], однако доступные данные касались только крупных птиц (табл. 5). Теоретически, период полувыведения $T_{1/2}$ ^{137}Cs из организма мелких птиц может составлять около 1-2 сут, а для ^{90}Sr - 5–10 сут, т.е. приблизительно столько, сколько известно у мелких млекопитающих [10]. Это очень короткий период, который предполагает быструю реакцию удельной активности на перемены в поступлении радионуклидов. При таких значениях $T_{1/2}$ и согласно "классической» (пищевой) модели поступления радионуклидов в организм [9] у птиц, попавших в радиоактивную среду, условно равновесное состояние между поступлением и выведением ^{137}Cs и ^{90}Sr в организме может быть достигнуто на 4–7-е и 17–34-е сутки соответственно.

Таблица 4. Коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в цепи «почва–птица» у различных видов и на различных участках ЧЗ (кБк/кг)/(кБк/м²)

Участок	Вид	^{90}Sr , lg(TF)					^{137}Cs , lg(TF)				
		mean	min	max	SD	n	mean	min	max	SD	n
Азбучин	<i>Acr. arundinaceus</i>	-3,32		-4,12	-2,52	2	-3,42		-3,48	-3,37	2
	<i>Aegithalos caudatus</i>	-2,49				1	-3,94				1
	<i>Alcedo atthis</i>	-3,89				1	-3,68				1
	<i>Anthus trivialis</i>	-3,12				1	-4,02				1
	<i>Cocc. coccothraustes</i>	-3,56	0,58	-4,48	-2,97	12	-3,54	0,50	-4,42	-2,87	12
	<i>Dendrocop. medius</i>	-3,68		-4,41	-2,95	2	-3,77		-4,00	-3,53	2
	<i>Emb. schoenichus</i>	-3,29		-3,71	-2,88	2	-3,50		-3,79	-3,20	2
	<i>Fringilla coelebs</i>	-2,84	0,11	-2,94	-2,72	3	-3,57	0,30	-3,88	-3,28	3
	<i>Jynx torquilla</i>	-2,69		-2,86	-2,52	2	-3,64		-3,66	-3,61	2
	<i>Lanius collurio</i>	-2,90	0,85	-4,17	-2,36	4	-3,52	0,38	-3,86	-3,11	4
	<i>Locustella fluviatilis</i>	-3,58				1	-3,65				1
	<i>Locust. luscinioides</i>	-3,75		-4,04	-3,46	2	-3,97		-4,06	-3,88	2
	<i>Luscinia luscinia</i>	-2,44	0,61	-3,34	-1,74	8	-3,43	0,25	-3,74	-3,00	8
	<i>Motacilla alba</i>	-3,01				1	-3,86				1
	<i>Motacilla flava</i>	-3,03				1	-3,81				1
	<i>Muscicapa striata</i>	-2,97	0,48	-3,69	-2,59	5	-3,30	0,08	-3,42	-3,24	5
	<i>Oriolus oriolus</i>	-3,36		-3,65	-3,07	2	-3,64		-3,77	-3,52	2
	<i>Parus major</i>	-2,89	0,26	-3,16	-2,65	3	-3,54	0,18	-3,73	-3,37	3
	<i>Sylvia borin</i>	-2,91				1	-3,55				1
	<i>Sylvia communis</i>	-2,83				1	-3,44				1
	<i>Sylvia nisoria</i>	-2,95		-3,06	-2,83	2	-3,30		-3,34	-3,27	2
	<i>Turdus merula</i>	-2,82	0,42	-3,33	-2,30	7	-3,04	0,29	-3,37	-2,71	7
	<i>Turdus philomelos</i>	-2,47		-2,65	-2,29	2	-2,67		-3,07	-2,27	2
Черевач	<i>Riparia riparia</i>	-1,46	0,07	-1,55	-1,36	5	-3,55	0,35	-4,02	-3,04	5
Изумрудное	<i>Aegithalos caudatus</i>	-1,64				1	-3,51				1
	<i>Certhia familiaris</i>	-1,52				1	-3,45				1
	<i>Cocc. coccothraustes</i>	-3,16				1	-3,69				1
	<i>Dendrocop. medius</i>	-2,06				1	-3,05				1
	<i>Erithacus rubecula</i>	-2,55	0,24	-2,90	-2,25	8	-3,58	0,33	-4,03	-3,09	8
	<i>Ficedula hypoleuca</i>	-2,29		-2,80	-1,77	2	-3,09		-3,32	-2,87	2
	<i>Fringilla coelebs</i>	-2,28	0,33	-2,88	-1,84	10	-3,24	0,27	-3,49	-2,63	10
	<i>Parus caeruleus</i>	-2,21				1	-3,68				1
	<i>Parus major</i>	-2,25	0,29	-3,31	-1,85	37	-3,62	0,37	-4,93	-3,12	37
	<i>Phylloscopus spp.</i>	-1,86				1	-2,92				1
	<i>Phyll. trochilus</i>	-2,18		-2,55	-1,81	2	-3,04		-3,11	-2,97	2
	<i>Sitta europaea</i>	-1,71	0,29	-2,05	-1,51	3	-3,52	0,35	-3,88	-3,19	3
	<i>Turdus merula</i>	-2,39	0,10	-2,51	-2,27	4	-3,22	0,07	-3,32	-3,14	4
	<i>Turdus philomelos</i>	-1,89				1	-3,29				1
	<i>Turdus viscivorus</i>	-2,08				1	-2,68				1

Участок	Вид	⁹⁰ Sr, lg(TF)					¹³⁷ Cs, lg(TF)				
		mean	min	max	SD	n	mean	min	max	SD	n
Копачи	<i>Garrulus glandarius</i>	-2,65				1	-2,71				1
	<i>Turdus philomelos</i>	-2,49				1	-3,59				1
Новошепеличи	<i>Emberiza citrinella</i>	-1,85				1	-2,99				1
НШП Лесничество	<i>Anthus trivialis</i>	-1,93				1	-2,33				1
	<i>Certhia familiaris</i>	-1,95				1	-2,79				1
	<i>Erithacus rubecula</i>	-2,37	0,32	-2,73	-1,67	9	-2,93	0,50	-3,66	-1,85	9
	<i>Ficedula albicollis</i>	-2,23				1	-2,55				1
	<i>Ficedula hypoleuca</i>	-2,17	0,29	-2,81	-1,69	17	-2,97	0,29	-3,43	-2,39	17
	<i>Fringilla coelebs</i>	-2,07	0,37	-3,11	-1,28	31	-3,04	0,39	-3,99	-2,29	31
	<i>Garrulus glandarius</i>	-3,37				1	-3,84				1
	<i>Muscicapa striata</i>	-2,36	0,12	-2,52	-2,26	4	-3,24	0,35	-3,59	-2,80	4
	<i>Parus caeruleus</i>	-2,05	0,23	-2,35	-1,78	9	-3,00	0,11	-3,19	-2,90	9
	<i>Parus major</i>	-2,04	0,35	-2,60	-1,68	13	-3,13	0,16	-3,36	-2,91	13
	<i>Phoen. ochruros</i>	-2,32				1	-2,62				1
	<i>Phoen. phoenicurus</i>	-2,24	0,23	-2,46	-2,00	3	-2,74	0,13	-2,87	-2,60	3
	<i>Phyll. sibilatrix</i>	-2,43		-2,54	-2,33	2	-2,78		-2,80	-2,75	2
	<i>Sitta europaea</i>	-2,47				1	-3,17				1
	<i>Sylvia atricapilla</i>	-2,50	0,37	-2,81	-1,97	4	-3,30	0,43	-3,82	-2,76	4
	<i>Turdus merula</i>	-2,40	0,41	-2,97	-1,83	7	-2,56	0,27	-2,86	-2,11	7
	<i>Turdus philomelos</i>	-2,12		-2,37	-1,86	2	-2,41		-2,43	-2,39	2
Припять, старик	<i>Anthus trivialis</i>	-2,93		-4,26	-1,59	2	-3,88		-3,93	-3,82	2
	<i>Emberiza citrinella</i>	-2,38		-2,42	-2,33	2	-3,62		-3,65	-3,58	2
	<i>Erithacus rubecula</i>	-2,44	0,25	-2,80	-2,15	6	-3,42	0,28	-3,82	-2,96	6
	<i>Fringilla coelebs</i>	-2,62		-2,80	-2,43	2	-3,71		-3,73	-3,70	2
	<i>Luscinia luscinia</i>	-2,35				1	-3,74				1
	<i>Muscicapa striata</i>	-3,18	0,40	-3,59	-2,57	6	-3,60	0,13	-3,72	-3,35	6
	<i>Sitta europaea</i>	-3,90				1	-3,63				1
	<i>Turdus merula</i>	-2,99		-3,08	-2,89	2	-3,39		-3,40	-3,39	2
Припять, яхт- клуб	<i>Acr. palustris</i>	-4,15				1	-3,58				1
	<i>Erithacus rubecula</i>	-2,13	0,40	-2,60	-1,69	7	-3,46	0,35	-4,06	-3,09	8
	<i>Fringilla coelebs</i>	-3,00		-3,38	-2,61	2	-3,40		-3,46	-3,33	2
	<i>Hippolais icterina</i>	-3,20	0,32	-3,51	-2,75	4	-3,77	0,25	-4,09	-3,47	4
	<i>Luscinia luscinia</i>	-2,69	0,60	-3,60	-1,90	5	-3,62	0,07	-3,70	-3,53	5
	<i>Muscicapa striata</i>	-2,90				1	-3,62				1
	<i>Parus caeruleus</i>	-2,49		-2,51	-2,47	2	-3,27		-3,39	-3,14	2
	<i>Sylvia atricapilla</i>	-3,16				1	-3,38				1
	<i>Turdus merula</i>	-2,50	0,68	-3,24	-1,63	5	-2,76	0,22	-2,97	-2,45	5
Рыжий лес-1	<i>Parus major</i>	-2,19	0,33	-3,08	-1,75	52	-2,67	0,32	-3,35	-1,79	53
Рыжий лес-2	<i>Aegithalos caudatus</i>	-2,02		-2,14	-1,89	2	-2,28		-2,33	-2,22	2
	<i>Erithacus rubecula</i>	-3,98	0,55	-4,91	-2,42	18	-3,08	0,56	-3,99	-2,04	18
	<i>Ficedula hypoleuca</i>	-2,98				1	-2,65				1
	<i>Fringilla coelebs</i>	-3,03	0,57	-3,87	-2,62	4	-2,58	0,30	-2,87	-2,16	4
	<i>Lanius collurio</i>	-4,86				1	-4,39				1
	<i>Muscicapa striata</i>	-3,74				1	-2,96				1
	<i>Parus ater</i>	-2,99		-3,13	-2,86	2	-2,68		-2,80	-2,55	2
	<i>Parus caeruleus</i>	-4,05		-4,07	-4,02	2	-3,65		-3,71	-3,59	2
	<i>Parus cristatus</i>	-2,54				1	-2,78				1

Участок	Вид	^{90}Sr , lg(TF)					^{137}Cs , lg(TF)				
		mean	min	max	SD	n	mean	min	max	SD	n
Рыжий лес-2	<i>Parus major</i>	-3,34	0,79	-4,97	-2,14	58	-2,99	0,50	-4,23	-1,93	58
	<i>Ph. phoenicurus</i>	-3,40	0,94	-4,29	-2,31	5	-3,06	0,37	-3,58	-2,59	5
	<i>Phyll. collybita</i>	-4,29	0,41	-4,65	-3,84	3	-3,10	0,44	-3,58	-2,71	3
	<i>Phyll. trochilus</i>	-3,02	1,06	-4,02	-1,89	4	-2,59	0,34	-2,97	-2,29	4
	<i>Sitta europaea</i>	-2,73				1	-2,64				1
	<i>Turdus merula</i>	-4,55	0,82	-5,65	-3,03	12	-2,12	0,58	-3,25	-1,27	12
	<i>Turdus philomelos</i>	-5,08				1	-1,81				1
Р. Илинская	<i>Hirundo rustica</i>	-0,67				1	-2,46				1
Весняное	<i>Hirundo rustica</i>	-2,09	0,36	-2,55	-1,49	13	-3,55	0,25	-4,09	-3,24	13
	<i>Parus major</i>	-1,74		-1,85	-1,64	2	-3,76		-3,79	-3,72	2

Примечание. mean – среднее значение, min – минимальное значение, max – максимальное значение, SD – стандартное отклонение, n – выборка.

В условиях многофакторного влияния и недостатка размера выборки сравнение показателей радиоактивного загрязнения птиц разных видов становится очень сложным. В связи с этим всю совокупность видов мы разделили на условные эколого-трофические группы по признакам кормового поведения, трофической специализации и преобладающего места сбора кормовых объектов (см. табл. 2). В анализе не использованы данные по птенцам и молодым птицам, данные по птицам в период осенних миграций, а также группы, представленные выборкой менее 5 птиц.

В результате было установлено, что вариация значений TF_{RN} ^{90}Sr и ^{137}Cs не позволяет различить большинство выделенных групп (табл. 6). Поэтому было принято считать, что средние для всех видов значения TF_{RN} могут быть использованы как для общей оценки запаса радионуклидов в биомассе мелких птиц, так и для оценки их за пределы ЧЗ. В соответствии с имеющимися данными, среднее геометрическое значение TF_{Sr} равно $2,637 \times 10^{-3}$ (кБк/кг)/(кБк/м²), а $TF_{Cs} = 0,700 \times 10^{-3}$ (кБк/кг)/(кБк/м²).

Кроме величины «загрязнения» птиц относительно «загрязнения» территории для оценки запаса радионуклидов в их биомассе необходимо знать и численность пернатых. Для этого был принят во внимание тот факт, что видовой состав и плотность населения птиц зависят от типа растительных условий, а для расчетов использована цифровая версия карты фитоценозов зоны отчуждения [27]. Карта содержит информацию о 28 типах растительных комплексов на общей площади 206383 га (без территории водных объектов, промышленных зон и зоны тотальной дезактивации вблизи ЧАЭС) и значения общего запаса ^{90}Sr и ^{137}Cs в каждом фитокомплексе в 2004 г. Для оценки плотности населения птиц были использованы результаты других исследований. Так, общая плотность населения птиц в заброшенном г. Припять в 1991–1997 гг. варьировала от 2,9 до 10,5 особей на 1 га в зависимости от растительных условий [28]. В белорусской части ЧЗ в 1988–1992 гг. этот параметр имел следующие значения (ос/га): сосновый лес – 7, пойменный луг – 4, бывшие деревни – 15, заброшенные поля – 4 [29]. Согласно еще одним оценкам, плотность населения птиц варьирует от 5 ос/га в березовом лесу до 10 ос/га в сосновом, а в широколиственном она в 2–3 раза выше [30, 31]. Исходя из этих данных, для расчетов были приняты значения плотности, приведенные в табл. 7, которые не должны завывать конечный результат для условий раннего этапа гнездового периода (насиживание). Было также принято, что:

средняя масса птицы в лесном ценозе составляет 30 г (поскольку орнитокомплекс в основном состоит из больших дроздов и мелких славковых), а на участках открытых и полуоткрытых ценозов – около 15 г;

население птиц состоит только из гнездовых пар;

количество птенцов, которые покидают гнездо, составляет 4 особи.

Таблица 5. Эффективный период полувыведения ($T_{1/2}$) ^{90}Sr и ^{137}Cs у птиц

Вид	Масса, кг	Эффективный период полувыведения, сут *** ^{137}Cs	Источник
Сойка <i>Сyanocitta cristata</i>	0,085*	6,1 (3,2–9,1)	[11]
Цапля <i>Florida caerulea</i> (птены от 7 сут и старше)	0,06–0,31	6,7	[12]
Древесная утка <i>Aix sponsa</i>	0,44–0,48	5,6 (3,2–9,3)	[13]
Лысуха <i>Fulica americana</i>	0,650*	7,2	[9]
Куропатка <i>Colinus virginianus</i>	0,170*	10–11	[14]
Белая куропатка <i>Lagopus lagopus</i>	0,60	10–11	[15]
Кряква <i>Anas platyrhynchos</i>	1,31	$T_1 - 4,9$ [0,29], $T_2 - 11$ (7–17) [0,71]	[16]
Кряква <i>Anas platyrhynchos</i>	1,10*	17 (8–25)	[17]
Домашняя утка (мышцы)	0,92–1,28	$T_1 - 10,5$ [0,83], $T_2 - 70$ [0,17]	[18]
Курица (мышцы), хроническое введение	0,5–2,0**	$T_1 - 2,7$ [0,46], $T_2 - 21,6$ [0,54]	Расчет по: [19]
Курица (мышцы), однократное введение	0,5–2,0**	$T_1 - 2,4 - 5,5$ [0,98], $T_2 - 37 - 38$ [0,02]	[20]
Курица (мышцы)	0,5–2,0**	$T_1 - 3,8$ [0,90], $T_2 - 26$ [0,10]	[21]
Утка (мышцы)	0,5–3,4	$T_1 - 12$ [0,88], $T_2 - 26$ [0,09], $T_3 - 180$ [0,03]	[22]
Домашний гусь (мышцы)	3,0–5,0**	10,8 ^{90}Sr	[23]
Домашняя утка (скелет)	0,5–3,4	$T_1 - 25$ [0,28], $T_2 - 80$ [0,33], $T_3 - 750$ [0,39]	[22]
Курица (скелет)	0,5–2,0**	147	[24]
Курица (скелет), хроническое введение	0,5–2,0**	60–141	[20]
Курица (мышцы), хроническое введение	0,5–2,0**	$T_1 - 2,5 - 3$ [0,90], $T_2 - 60 - 140$ [0,10]	[20]
Курица (скелет)	0,5–2,0**	$T_1 - 4,4$ [0,93], $T_2 - 142$ [0,07]	[25]

*Значения массы тела взяты из [26]. ** Условные значения массы тела. *** В квадратных скобках – доля фракции в общем выведении.

Таблица 6. Коэффициенты перехода радионуклидов в цепи «почва–птица» для разных эколого-трофических групп (см. табл. 2), (кБк/кг)/(кБк/м²)

Участок	Группа птиц	lg TF ⁹⁰ Sr					lg TF ¹³⁷ Cs				
		mean	SD	min	max	n	mean	SD	min	max	n
Азбучин	eg1	-2,73	0,43	-3,29	-2,29	5	-2,88	0,41	-3,34	-2,27	5
	eg2	-3,09	0,16	-3,34	-2,88	6	-3,70	0,29	-4,02	-3,19	6
	eg5	-3,17	0,49	-4,12	-2,52	17	-3,59	0,23	-4,06	-3,20	17
	eg6	-3,52	0,56	-4,48	-2,97	7	-3,55	0,49	-4,42	-3,10	7
Черевач	eg8	-1,46	0,07	-1,55	-1,36	5	-3,55	0,35	-4,02	-3,04	5
Изумрудное	eg1	-2,26	0,23	-2,51	-1,89	6	-3,14	0,24	-3,32	-2,68	6
	eg5	-2,28	0,30	-2,90	-1,64	35	-3,43	0,31	-4,21	-2,63	35
	eg7	-2,16	0,48	-2,80	-1,77	5	-3,04	0,18	-3,32	-2,87	5
НШП Лесничество	eg1	-2,33	0,40	-2,97	-1,83	9	-2,53	0,25	-2,86	-2,11	9
	eg5	-2,20	0,35	-3,11	-1,28	58	-3,02	0,38	-3,99	-1,85	58
	eg7	-2,24	0,30	-2,81	-1,69	18	-2,95	0,35	-3,59	-2,39	18
Припять, старик	eg2	-2,59	0,99	-4,26	-1,59	5	-3,74	0,14	-3,93	-3,58	5
	eg7	-3,18	0,40	-3,59	-2,57	6	-3,60	0,13	-3,72	-3,35	6
Припять, яхт-клуб	eg2	-2,69	0,60	-3,60	-1,90	5	-3,62	0,07	-3,70	-3,53	5
	eg5	-2,87	0,65	-4,15	-2,20	8	-3,37	0,17	-3,58	-3,12	8
	eg7	-3,14	0,31	-3,51	-2,75	5	-3,74	0,23	-4,09	-3,47	5
Рыжий лес-1	eg5	-2,61	0,28	-3,08	-2,13	15	-2,48	0,41	-3,16	-1,79	15
Рыжий лес-2	eg5	-3,14	0,69	-4,97	-2,31	35	-2,65	0,34	-3,64	-1,93	35
	eg7	-2,99	0,90	-4,02	-1,89	5	-2,64	0,33	-2,97	-2,29	5
Весняное	eg8	-2,10	0,34	-2,55	-1,81	10	-3,52	0,27	-4,09	-3,24	10
В среднем		-2,58	0,66	-4,97	-0,67	301	-3,16	0,50	-4,42	-1,79	301

Таким образом, по нашим оценкам, общее количество мелких птиц на территории ЧЗ к концу гнездового периода составляет не менее 5,14 млн особей, их общая биомасса – 134 т, а соответствующий общий запас ⁹⁰Sr – 74,8 МБк, ¹³⁷Cs – 55,0 МБк (см. табл. 7).

Считается, что до начала периода сезонных миграций доживает около 80 % особей из нового поколения [32]. Для упрощения можно считать, что к тому же периоду выживают 100 % взрослых особей. Оседлые виды составляют только пятую часть от общего числа гнездящихся видов, и не более 15-й части общей биомассы (собственные оценки). В таком случае около 80 % птиц, которые гнездились и родились на территории зоны, покидают ее в течение сезона миграций. Если допустить, что птицы покидают территорию достаточно быстро (к примеру, за 1–2 дня), то к моменту пересечения границы они теряют не более 50 % исходного общего содержания радионуклидов, а общее количество радиоактивности, выносимой с этой группой мигрантов, может составить около 31,5 МБк ⁹⁰Sr и 22,0 МБк ¹³⁷Cs.

При этих расчетах не были учтены птицы, которые гнездятся в ближней зоне вокруг ЧАЭС, поскольку надежные данные, характеризующие распределение и общий запас радиоактивных выпадений на этой территории, в настоящее время отсутствуют. Однако известно, что это наиболее загрязненный участок ЧЗ, где, согласно нашим исследованиям, значения C_{RN} у птиц могут достигать сотен Бк/г. Для приблизительной оценки общего загрязнения обитающих там птиц были использованы средние геометрические значения D_{RN} до проведения дезактивационных работ (с учетом физического распада). Такой подход заведомо завышает результаты оценки, однако даже в этом случае общий запас радионуклидов в мелких птицах ЧЗ возрастает всего на 1,0 % для ¹³⁷Cs и на 2,4 % для ⁹⁰Sr (см. табл. 7).

Таблица 7. Оценка запаса ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в общей биомассе мелких птиц ЧЗ по состоянию на конец гнездового периода 2004 г.

Тип фитоценоза	Общая площадь	Общий запас радиоактивных выпадений в почве, Бк × 10 ¹²		Плотность населения птиц	Общее количество птиц	Масса тела особи	Общая биомасса птиц	Общий запас радионуклидов в биомассе птиц (Бк) × 10 ⁶	
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr					¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Сосновые сухотравно-лишайниковые	20889	75,07	25,37	5	313,3	30	9400	2,364	3,010
Сосновые бруснично-зеленомошные	3196	37,80	17,65	7	67,1	30	2013	1,667	2,932
Дубово-сосновые злаково-разнотравные	30099	116,28	34,60	15	1354,5	30	40634	10,985	12,315
Дуб.-граб.-соснов. берескл.-лещиновые орляк-сныт.-волосистоосоковые	16153	136,65	49,88	15	726,9	30	21807	12,910	17,756
Сосновые чернично-долгомошные	14545	79,11	19,65	15	654,5	30	19636	7,474	6,995
Березово-сосновые осоково-пушицево-сфагновые	33	0,05	0,01	7	0,7	30	21	0,002	0,002
Граб.-дуб. с прим. сосны, липы берескл.-лещин. снытьево-волосистоосок.	3239	10,58	2,34	15	145,8	30	4373	0,999	0,834
Граб.-дуб. с примесью клена и ясеня клен.-лещин. зеленушково-снытьевые	287	2,92	1,10	15	12,9	30	387	0,275	0,390
Ясенево-грабово-дубовые лещиновые гравилатово-гавотные	2377	10,52	4,68	15	107,0	30	3209	0,993	1,664
Дубово-грабовые снытьевые волосистоосоковые	476	1,40	0,17	15	21,4	30	643	0,133	0,062
Сосново-березовые разнотравно зеленомошные	5138	14,37	5,23	7	107,9	30	3237	0,633	0,868
Осново-березовые чернично-долгомошные	9297	34,51	9,36	5	139,5	30	4184	1,087	1,110
Черноольховые болотнотравные	11207	91,75	37,05	5	168,1	30	5043	2,889	4,396
Заросли шелюти сухотравно-злаковые	1090	40,67	28,12	3	9,8	15	147	0,384	1,001
Сухотравно-злаковые луга	875	4,18	1,13	3	7,9	15	118	0,039	0,040
Злаково-бобово-влажнотравные луга	1672	32,26	17,19	5	25,1	15	376	0,508	1,020
Пионерные группировки пойменных лугов	163	9,68	6,37	1	0,5	15	7	0,030	0,076
Сухотравно-мелкозлаковые пойменные луга	2123	14,73	8,96	2	12,7	15	191	0,093	0,213
Разнотравно-злаковые пойменные луга	826	0,97	0,34	2	5,0	15	74	0,006	0,008
Злаково-бобово-разнотравные пойменные луга	1893	32,30	22,21	5	28,4	15	426	0,509	1,318
Разнотрав.-злак. пойм. луга с осок.-влажнотравно-крупнотраваками	11735	149,21	101,33	7	246,4	15	3697	3,289	8,415
Вейниково-осоковые болота	227	0,20	0,07	3	2,0	15	31	0,002	0,003
Осоково-грозстниковые болота	3170	21,50	7,09	5	47,6	15	713	0,339	0,420
Агроценозы в условиях естественного увлажнения	4327	7,83	1,08	3	38,9	15	584	0,074	0,039
Агроценозы в условиях осушения	4928	10,38	1,50	3	44,4	15	665	0,098	0,053
Сады	175	1,08	0,37	7	3,7	30	110	0,048	0,062
Многолетние залежи в условиях естественного увлажнения	24995	170,41	60,12	5	374,9	15	5624	2,683	3,567
Многолетние залежи в условиях влияния мелиоративных систем	31248	286,24	104,89	5	468,7	15	7031	4,507	6,222
Всего	206383	1392,66	567,87		5135,5		134381	55,021	74,790
Центральная промышленная часть зоны (ЧАЭС и Припять)	2271	32,52	28,74	4	27,3	20	545	0,546	1,818
Всего, включая центральную промышленную часть зоны	208654	1425,19	596,61		5162,8		134926	55,567	76,609

Сравнение полученных результатов с результатами оценок первых лет демонстрирует, что коэффициент перехода ^{90}Sr снизился в 4,05 раз, а ^{137}Cs – в 11,0 раз (табл. 8). Такое существенное падение, прежде всего, объясняется значительным снижением биологической доступности радионуклидов из почвы, а различия в степени падения согласуются с фактом вторичного увеличения биодоступности ^{90}Sr в 1990–2000 гг. [33]. В результате, а также – в меньшей степени – по причине распада радионуклидов удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в теле птиц сократилась в 1,6–7,0 и 7,9–29,2 раза соответственно.

Таблица 8. Оценка запаса радионуклидов в биомассе птиц по результатам двух исследований

Показатель	Источник данных	
	[2]*	Наша оценка
Год, для которого выполнена оценка	1987	2004
Площадь территории, га	206383	206383
Коэффициент перехода ^{90}Sr , м ² /кг	$10,7 \times 10^{-3}$ (тело)	$2,64 \times 10^{-3}$ (тело)
Коэффициент перехода ^{137}Cs , м ² /кг	$7,7 \times 10^{-3}$ (мышцы)	$0,70 \times 10^{-3}$ (тело)
Общее количество птиц, особей	412766	5135500
Общая биомасса, т	41,3	134,4
Запас ^{90}Sr в общей биомассе, МБк	116,5–525,1	74,7–76,6
Запас ^{137}Cs в общей биомассе, МБк	437,5–1604,5	55,0–55,6
Вынос ^{90}Sr с местными птицами, МБк	70,8	45,4
Вынос ^{137}Cs с местными птицами, МБк	88,5	11,0

П о я с н е н и е . Значения рассчитаны по материалам работы [35] с использованием указанной там биомассы «лесных и степных» местных птиц, отношения этой биомассы к биомассе всех мигрирующих птиц (0,00545) и общей ежегодной величины выноса радионуклидов. Результаты пересчитаны на площадь 206383 га, чтобы можно было сравнить с материалами настоящего исследования.

Если вслед за Францевичем Л. И. и соавторами [2] предположить, что биомасса мелких птиц превышала биомассу околотовных в 1,5 раза, то запас радионуклидов в биомассе всех местных птиц достигает 112,5 МБк ^{90}Sr и 82,5 МБк ^{137}Cs . Это сопоставимо с запасом радионуклидов на нескольких квадратных метрах земли в центральной, наиболее загрязненной части ЧЗ [34]. По нашим расчетам, из того, что было накоплено местными птицами, только 61 % ^{90}Sr и 20 % ^{137}Cs выносятся за пределы зоны в период осенних миграций.

Используя более полные данные о распределении радиоактивных выпадений внутри ЧЗ и представления о радиоэкологии птиц, полученные в 2003–2005 гг., мы провели пересмотр оценок, выполненных для условий 1987 г. [2]. Тем не менее, результаты оказались практически идентичными (табл. 9). Если принять, что общая биомасса птиц, пересекающих ЧЗ, за 20 лет не изменилась, то в настоящее время с ними выносятся в 16,2 раз меньше ^{137}Cs и в 6,1 раз меньше ^{90}Sr , чем это было в 1987 г.

Несомненно, обе модели расчетов крайне чувствительны к оценке плотности и биомассе птиц, а также к оценке доли мигрирующих видов. Например, в нашей работе оценка численности местных мелких птиц превосходила оценки Францевича Л. И. и соавторов [2] в 12,4 раза, а оценка биомассы – в 3,3 раза. При этом реальную численность птиц, мигрирующих через ЧЗ, никто никогда не подсчитывал. Однако по сравнению с тем, что выносятся с поверхностными и грунтовыми водами [1], вынос радионуклидов с пернатыми будет ничтожно малым, даже при самых максимальных возможных значениях.

Таблица 9. Запас ^{90}Sr и ^{137}Cs в биомассе пернатых, ежегодно пересекающих ЧЗ (5235 т*)

Показатель	1987		2004		Коэффициент снижения	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
TF_{RN} , м ² /кг	$7,70 \cdot 10^{-3}$ *	$1,07 \cdot 10^{-2}$ *	$7,00 \cdot 10^{-4}$	$2,64 \cdot 10^{-3}$	11,0	4,05
Общий запас в почве, кБк	$2,06 \cdot 10^{12}$	$8,57 \cdot 10^{11}$	$1,39 \cdot 10^{12}$	$5,68 \cdot 10^{11}$	1,48	1,51
D_{RN} , кБк/м ²	996,7	415,4	674,4	275,1	1,48	1,51
C_{RN} в птицах, кБк/кг	7,68	4,45	0,472	0,726	16,3	6,12
Общий запас в птицах, ГБк	40,2	23,3	2,47	3,80	16,3	6,12
Общий запас в птицах, ГБк	55,5 - 203,5*	14,8 - 66,6*				

* По материалам [2].

Данное исследование было выполнено при поддержке Фонда гражданских исследований и развития (США, проект UB1-2507-KV-03) и Университета Южной Каролины (США).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Kholosha V.I., Proskura N.I., Ivanov Y.A. et al.* Comparative estimation of radioecological significance of natural and technogenic objects of exclusion zone // Radiation Legacy of the 20th century: Environmental restoration. IAEA-TECDOC-1280. – IAEA, Vienna, 2002. – P. 159–170.
2. *Францевич Л.И., Сабиневский В.Б., Комиссар А.Д. и др.* Перенос радионуклидов перелетными птицами // Радиобиология. – 1992. – Т. 32 (3). – С. 357–363.
3. *Гацук С.П., Маклюк Ю.А., Максименко А.М. и др.* Особенности радиоактивного загрязнения мелких птиц в Чернобыльской зоне в 2003–2005 годах // Радиобиология. Радиозкология. – 2008. – Т. 48 (1). – С. 28–47.
4. *Gaschak S., Bondarkov M., Makluk Ju. et al.* Assessment of radionuclide export from Chernobyl zone via birds 18 years following the accident // Proc. of the International congress organized by IRSN: Radioecology and environment radioactivity – ECORAD-2008. 15–20 June, Bergen, Norway. – Radioprotection. – 2008. – Vol. 44 (5). – P. 849–852.
5. *Иноземцев А.А.* Роль насекомоядных птиц в лесных биогеоценозах. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1978. – 264 с.
6. *Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L.* Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. – М.: Nauka, 2001. – 235 p.
7. *Oleksyk T.K., Gaschak S., Glenn T. C. et al.* Frequency distributions of ^{137}Cs in fish and mammal populations // J. Environ. Radioact. – 2002. – Vol. 61. – P. 55–74.
8. *Reichle D.E., Dunaway P.B., Nelson D.J.* Turnover and concentration of radionuclides in food chains // Nucl. Safety. – 1970. – Vol. 11. – P. 43–55.
9. *Brisbin I.L.Jr.* Avian radioecology // Current ornithology. Plenum Publ. – Corp., New York, 1991. – Vol. 8. – P. 69–140.
10. *Маклюк Ю.А., Гацук С.П., Максименко А.М., Бондарьков М.Д.* Оценка параметров выведения ^{90}Sr и ^{137}Cs из организма диких и лабораторных мелких млекопитающих in vivo, после их естественного загрязнения в Чернобыльской зоне // Радиобиология. Радиозкология. – 2007. – Т. 47 (4). – С. 444–456.
11. *Levy C.K., Youngstrom K.A., Maletskos C.J.* Wholebody gamma-spectroscopic assessment of environmental radionuclides in recapturable wild birds. Radioecology and energy resources / Ed. Cushing C.E. Jr. special Publ. № 1. Ecol. Soc. Am., Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, Pa. 1976. – P. 113–122.
12. *Domby A.H., Paine H.D., McFarlane R.W.* Radiocesium dynamics in herons inhabiting a contaminated reservoir system // Health Phys. – 1977. – Vol. 33. – P. 523–532.

13. Fendley T.T., Manlove M.N., Brisbin I.L. Accumulation and elimination of radiocesium by naturally contaminated wood ducks // *Health Phys.* – 1977. – Vol. 32. – P. 415–422.
14. Anderson S.H., Dodson G.J., Van Hook R.I. Comparative retention of ^{60}Co , ^{109}Cd and ^{137}Cs following acute and chronic feeding in bobwhite quail. *Radioecology and energy resources* / Ed. Cushing C.E. Jr. special Publ. № 1. Ecol. Soc. Am., Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, Pa. 1976. – P. 321–324.
15. Moss R., Horrill A. D. Metabolism of radiocesium in red grouse // *J. Environ. Radioact.* – 1996. – Vol. 33 (1). – P. 49–62.
16. Halford D. K., Markham O. D., White G. G. Biological elimination rate of radiosotopes by mallards contaminated at a liquid radioactive waste disposal area // *Health Physics.* – 1983. – Vol. 45. – P. 745–756.
17. Voigt G., Muller H., Paretzke H.G. et al. ^{137}Cs transfer after Chernobyl from fodder into chicken meat and eggs // *Health Phys.* – 1993. – Vol. 65. – P. 141–146.
18. Konings I., Kirchmann R., Gerber G.B. et al. Distribution of ^{60}Co and ^{137}Cs in mallard duck (*Anas platyrhynchos*) // *Health Phys.* – 1984. – Vol. 46 (3). – P. 684–687.
19. Шилов В.П., Колдаева К.А. Метаболизм цезия-137 в организме кур // *Радиоэкология позвоночных животных.* – М.: Наука, 1978. – С. 71–79
20. Анненков Б.Н., Колдаева К.А., Панченко И.Я., Сараткульцев И.А. Некоторые итоги изучения миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{131}I по цепи корм–птица–продукты птицеводства // *Радиоэкология животных: Материалы I Всесоюз. конф.* – М.: Наука, 1977. – С. 107–108.
21. Сараткульцев И.А., Колдаева К.А. Некоторые закономерности обмена ^{137}Cs в организме цыплят разного возраста // *Докл. ВАСХНИЛ.* – 1975. – Т. 2. – С.35.
22. Буров Н.И., Рябцев И.А., Клыков О.В. Метаболизм радионуклидов в организме уток при длительном поступлении // *Биоиндикация радиоактивных загрязнений.* – М.: Наука, 1999. – С. 242–249.
23. Асташева Н.П., Романов Л.М., Хомутинин Ю.В., Черный Ю.В. Метаболизм ^{137}Cs в организме взрослых гусей в условиях хронического поступления // *Проблемы сельскохозяйственной радиологии.* – 1992. – Вып. 2. – С. 148–154.
24. Булдаков Л.А., Ильин Д.И., Москалев Ю.И. О распределении стронция-89, -90 в органах и яйцах кур // *Биофизика.* – 1959. – Т. 4 (6). – С. 738–742.
25. Колдаева К.А., Анненков Б.Н., Панченко И.Я., Сараткульцев И.А. Накопление и распределение ^{90}Sr у кур при однократном и хроническом поступлении // *Радиоактивные изотопы и организм.* – М.: Медицина, 1969. – С. 23–29.
26. *The Sibley guide to birds* / By D.A. Sibley. – National Audubon Society. New York, 2001. – 544 p.
27. Давыдчук В.С., Сорокина Л.Ю. Антропогенные изменения ландшафтов и современная растительность зоны Чернобыльской АЭС. Карта масштабом 1:100000 / Ин-т географии АН Украины, 1992.
28. Гащак С.П. Орнитофауна эвакуированного города Припять // *Вестн. зоологии. Зоологические исследования в Украине: Фауна и систематика.* – 2000. – Отд. вып. 14 (1). – С. 90–100.
29. Никифоров М.Е., Тишечкин А.К., Самусенко И.Э., Парейко О.А. Формирование структуры орнитокомплексов и популяций модельных видов птиц // *Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС* / Под ред. Л. М. Сущени, М. М. Пикулика, А. Е. Пленина. – Минск: Наука и техника, 1995. – С. 158–174.
30. Щеголев В.И. Количественный учет птиц в лесной зоне // *Методики исследования продуктивности и структуры видов птиц в пределах их ареалов.* – Вильнюс: Мокслас, 1977. – Т. 1. – С. 95–102.
31. Жежерин В.П. Орнитофауна украинского Полесья и ее зависимость от ландшафтных условий и антропогенных факторов. Видовой состав гнездящихся птиц, распределение по территории, численность, вопросы охраны, зоогеография: Дис. ... канд. биол. наук. – К., 1969. – 539 с.
32. Паевский В.А. Демография птиц / *Тр. Зоологического института АН СССР.* – Т. 125. – Л.: Наука, 1985. – 286 с.
33. Ivanov Yu.A., Kashparov V.A. Long-term dynamics of the radiological situation in terrestrial ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone // *Sci. and Pollut. Res.* – 2003. – Spec. Iss. № 1. – P. 13–20.
34. Кашпаров В.О. Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний період // *Чорнобиль. Зона відчуження: Зб. наук. праць НАН України.* – К.: Наук. думка, 2001. – С. 11–46.
35. Францевич Л.И., Комиссар А.Д., Ермаков А.А. и др. Оценка выноса радионуклидов животными-мигрантами // *Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль-88* / Под ред. Е. И. Игнатенко. – Чернобыль, 1989. – Т. 3 (2). – С. 110–123.

ЗАПАС ^{90}Sr ТА ^{137}Cs У БІОМАСІ ПТАХІВ НА ТЕРИТОРІЇ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ ЗОНИ І РОЗМІР ВІНОСУ РАДІОНУКЛІДІВ З ПТАХАМИ ЗА ЇЇ МЕЖІ

**С. П. Гащак, М. Д. Бондарьков, Ю. О. Маклюк, А. М. Максименко,
В. І. Мартиненко, І. В. Чижевський**

Проведено дослідження радіоактивного забруднення дрібних горобиних на території чорнобильської зони у 2003 – 2005 рр. з метою оцінки запасу та виносу радіонуклідів з птахами. Вміст радіонуклідів в організмі птахів варіював у широкому діапазоні, при цьому питома активність ^{90}Sr і ^{137}Cs відрізнялась на 2 – 4 порядку, а в цілому по чорнобильській зоні - на 5 порядків. Максимальні значення забруднення птахів складали сотні Бк/г на центральних ділянках зони. Відзначено, що за рахунок зниження біологічної доступності радіонуклідів з ґрунту коефіцієнт переходу ^{90}Sr знизився в 4,05 разів, а ^{137}Cs - у 11,0 разів порівняно з результатами оцінок перших років. Питома активність ^{90}Sr і ^{137}Cs в тілі птахів зменшилась у 1,6 – 7,0 та 7,9 – 29,2 рази відповідно. За нашими оцінками, загальна кількість дрібних птахів на території чорнобильської зони до кінця гніздового періоду становить не менше 5,14 млн особин, їх загальна біомаса - 134 т, загальний запас ^{90}Sr - 74,8 МБк та ^{137}Cs - 55,0 МБк. Установлено, що наразі з птахами виноситься в 16,2 разів менше ^{137}Cs та в 6,1 разів менше ^{90}Sr , ніж у 1987 р.

Ключові слова: чорнобильська зона, птахи, ^{90}Sr , ^{137}Cs , винос радіонуклідів.

STOCKS OF ^{90}Sr AND ^{137}Cs IN BIOMASS OF BIRDS IN THE TERRITORY OF CHERNOBYL ZONE AND SIZE OF RADIONUCLIDE EXPORT WITH BIRDS OUTSIDE

**S. P. Gashchak, M. D. Bondarkov, Yu. A. Maklyuk, A. M. Maksimenko,
V. I. Martynenko, I. V. Chizhevsky**

The researches of radioactive contamination of small passerine in the Chernobyl zone in 2003 - 2005 years to assess the stocks and export of radionuclides from the birds has been investigated. The contamination of birds varies in wide range, with a activity concentration of ^{90}Sr and ^{137}Cs differed by 2 - 4 orders, and on the whole the Chernobyl zone - to 5 orders of magnitude. The maximum values contamination of birds amounted to hundreds of Bq/g in the central plots of the zone. It is noted that by reducing the biological availability of radionuclides from soil transfer factor ^{90}Sr decreased 4,05 times, and ^{137}Cs - in 11,0 times compared with the results of evaluations of the first years. The activity concentration of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the body of birds decreased in 1,6 - 7,0 and 7,9 - 29,2 times respectively. According to our assessment total number of small birds by the end of breeding season in the Chernobyl zone amount to at least 5,14 million individuals, total biomass – 134 tons, total stock of radionuclides – 74,8 MBq ^{90}Sr and 55 MBq ^{137}Cs . At the present time with the birds is exported in 16,2 times less ^{137}Cs and 6,1 times less ^{90}Sr , than in 1987 year.

Keywords: Chernobyl zone, birds, ^{90}Sr , ^{137}Cs , export of radionuclides.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИЗУЧЕНИЯ ФАУНЫ И РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РУКОКРЫЛЫХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ В 2007–2009 гг.

С. П. Гащак

Международная радиэкологическая лаборатория, ГНИО «Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам и радиэкологии», Славутич

А. С. Влащенко

Межведомственная научно-исследовательская лаборатория
«Изучения биологического разнообразия и развития заповедного дела», Харьков

А. В. Наглов

Харьковский национальный университет им. В. Н. Каразина, Харьков

В 2007–2009 гг. в Чернобыльской зоне проведены исследования рукокрылых с прижизненной оценкой содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в теле. Идентифицировано 1352 особи 12 видов (*Myotis daubentonii*, *M. mystacinus*, *Plecotus auritus*, *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus pygmaeus*, *P. nathusii*, *Vespertilio murinus*, *Eptesicus serotinus*, а также четыре «краснокнижных»: *Myotis dasycneme*, *Nyctalus leisleri*, *N. lasiopterus*, *Pipistrellus kuhlii*). Доминируют *P. nathusii* (31,7 %) и *N. noctula* (26,6 %), субдоминанты – *P. pygmaeus* (19,4 %) и *N. leisleri* (9,5 %). Загрязнение животных в среднем зависит от загрязнения местности и варьирует в пределах трех порядков величины, достигая 64–151 Бк/г в районе ЧАЭС. Рассмотрены видовые, половозрастные и территориальные аспекты. Отмечено, что рукокрылые имеют более высокое загрязнение, чем птицы, но на порядок меньшее, чем мышевидные грызуны. В целом состояние фауны рукокрылых оценено как благополучное, что связано с высоким природоохранным значением региона.

Ключевые слова: чернобыльская зона отчуждения, рукокрылые, фауна, радиационная экология, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

Введение

Как известно, последствия аварии на ЧАЭС привели к эвакуации населения и прекращению традиционных видов хозяйственной деятельности на площади более 250000 га полевых земель на севере Киевской и Житомирских областей² и к созданию административно-территориального комплекса с режимом ограниченного доступа – зоны отчуждения (ЗО). Именно эти обстоятельства, а также значительное разнообразие экотопов запустили процессы резерватогенной сукцессии [1–4], что в конечном итоге определило формирование де-факто заповедных территорий с восстанавливающимися природными комплексами, свойственными данной географической зоне. О природоохранной важности происходящего писали неоднократно [5–10], однако научных публикаций, наполненных фактическим материалом, по-прежнему мало. Несистемная информация о крупных, обычно наблюдаемых на территории ЗО видах животных, равно как и повторяющийся тезис о долговременно существующем заповедном режиме не дают представлений о качестве и ценности местной природы. Как минимум, из всего многообразия необходимо выделять ключевые критерии, дающие ответ о том, насколько эти комплексы насыщены, сбалансированы и устойчивы. Например, наличие индикаторных видов может свидетельствовать о высоком качестве биocenозов, достойного организации объекта природно-заповедного фонда высшей категории.

² С севера к украинской части чернобыльской зоны примыкает белорусская площадью около 216000 га и имеющая сходные природно-климатические условия. С 1988 г. на этой территории действует Полесский государственный радиационно-экологический заповедник.

В условиях лесной зоны к таким элементам можно отнести рукокрылых, богатство которой невозможно без наличия достаточной базы летних убежищ, что, в свою очередь, предполагает наличие старых лесов, отсутствие экстенсивного лесного хозяйства и высокое разнообразие иных узкоспециализированных видов животных и растений. Их часто рассматривают в качестве индикатора жизнеспособности и богатства экологических систем [11]. Согласно всемирным и европейским соглашениям и конвенциям, которые ратифицировала Украина [12–15], рукокрылые являются приоритетным объектом природоохранной деятельности, а выявление их ключевых мест обитания – важнейшей научной задачей. Тем не менее, до последнего времени о рукокрылых ЗО говорили лишь как о наборе возможных видов, исходя из предполагаемых границ ареалов и отдельных сообщений середины 20-го века. К 2006 г. существовали лишь отрывочные сведения о 5–7 видах из 17–19 предполагаемых [16]. В то же время перспектива находок новых видов оставалась высокой, поскольку территория включала большие по площади массивы старых широколиственных и смешанных лесов, а также заброшенные постройки человека.

Еще одной причиной исследований было состояние знаний о радиоэкологии рукокрылых. В то время как о накоплении различных техногенных веществ в их организме и о возникающих в результате этого негативных эффектах существовало много литературы [17–24], о накоплении радионуклидов было опубликовано лишь несколько работ. В частности, на примере ситуации, которая сложилась возле радиоактивных технологических водоемов на Южном Урале в России [25, 26] и в штате Невада, США [27], было показано, что даже при незначительных размерах водоемов и их удаленности на многие километры рукокрылые накапливали большое количество радионуклидов и создавали «горячие точки» в районе расположения своих колоний, в том числе и возле жилья человека. Однако несмотря на очевидную актуальность проблемы, рукокрылые оставались наименее изученной группой позвоночных. Именно поэтому было решено провести исследования в ЗО, как в регионе, имеющем уникальные возможности: огромную территорию, априори населенную рукокрылыми, и не менее огромные масштабы радиоактивного загрязнения.

В связи с этим в 2007–2009 гг. были проведены исследования с целью оценки текущего состояния местной фауны рукокрылых и условий ее существования.

Материал и методы

Район исследований располагается на севере Киевской области, преимущественно в междуречье Ужа и Припяти, и в непосредственной близости от р. Днепр. Рельеф ледникового происхождения, в большей степени равнинный с незначительными моренными возвышениями. Густая сеть мелких и больших водоемов и относительно высокий уровень грунтовых вод определяют естественную заболоченность низинных участков. В то же время участки на возвышениях характеризуются легкими дерново-подзолистыми супесчаными почвами с нестабильным водным режимом и выраженным дефицитом влаги. К середине 1990-х годов леса занимали 48 % территории, на 80 % это были сосновые и смешанные леса искусственного происхождения [28]. Большинство древостоев имеет 50–80-летний возраст. На отдельных участках сохранились леса в возрасте более 100–150 лет, а кое-где и старше 200. Преимущественно это дубовые, сосново-дубовые и сосновые леса на северо-западе, севере и кое-где на юге и востоке региона. Они были одной из причин для создания 13 объектов природно-заповедного фонда Украины еще в 60–70-х годах 20-го столетия [6]. Незалесенные на момент аварии земли (бывшие сельхозугодья) в результате резерватогенной сукцессии также постепенно покрываются древесно-кустарниковыми зарослями. Леса региона являются естественным продолжением огромных массивов, тянувшихся на запад вдоль р. Припять до самой Польши, что играет немаловажную роль в формировании местных зоологических комплексов. Такое же значение имеет и соседство ЗО с такими заповедными объектами, как Полесский природный заповедник (Украина) и Припятский биосферный заповедник (Беларусь) на западе, Полесский государственным радиационно-экологический заповедник (Беларусь) на

севере и Днепроовско-Тетеревское заповедно-охотничье хозяйство (Украина) на юге. Характерной чертой ЗО является наличие заброшенных населенных пунктов (до 70, включая три города) и несколько промышленных зон. Из-за отсутствия человека они постепенно утрачивают прежний вид, приобретая все более естественные природные черты.

Методический подход подразумевал обязательный отлов рукокрылых с целью описания животного и оценки общего содержания радионуклидов в их теле. Последнее, в свою очередь, диктовалось необходимостью более адекватной оценки условий, в которых они обитают. Для первой задачи выбирали участки, перспективные по разнообразию и богатству биотопов и/или наличию большого количества потенциальных убежищ: старые смешанные и широколиственные леса, заброшенные населенные пункты, в совокупности с водоемами и прилегающими открытыми станциями (см. табл. 1). Для решения второй задачи ориентировались и на уровень радиоактивного загрязнения участка. Ввиду технических ограничений метода, используемого для прижизненной оценки содержания радионуклидов в теле (см. ниже), мы выбирали наиболее загрязненные участки центральной части ЗО: в районе ЧАЭС, г. Припять, западного и северного радиоактивных следов.

В общей сложности отловы проводили в 46 пунктах ЗО, в части из которых сети устанавливали в 2–3 точках одновременно, на расстоянии не более 150 м друг от друга (а потому рассмотренных в рамках данной публикации как одна точка) (рис. 1). Еще в 10 пунктах, где были установлены сети, не было поймано ни одного зверька, хотя летающих животных наблюдали. В качестве дополнительной информации использованы результаты случайных отловов, совершенных в 2004–2005 гг. в ходе орнитологических исследований, а также находки мертвых зверьков.

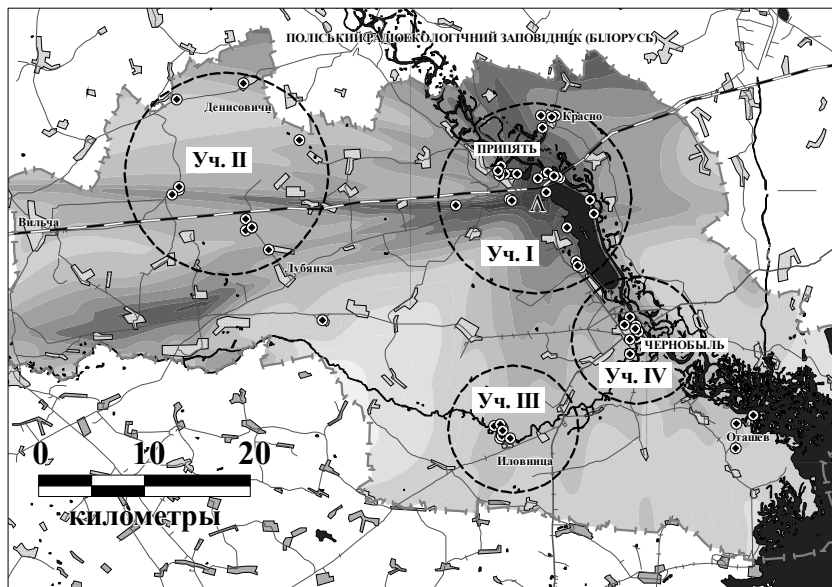


Рис. 1. Схема расположения точек и основных участков отлова рукокрылых на территории ЗО (подробнее в табл. 1).

Отловы осуществляли с середины мая (самое раннее – 16-е число) по начало августа (самое позднее – 6-е число). Мертвые животные подобраны как в зимнее, так и в летнее время. Рукокрылых отлавливали хироптерологическими сетями длиной 6–7 или 10–12 м и высотой 3 м, в одном случае для отлова из дупла использовали пластиковую ловушку [29]. Если учитывать только отловы, выполненные в местах охоты рукокрылых, то всего было выполнено 142 «сетко-ночи», 77 % из которых оказались результативны. Кроме того, в четырех

случаях сети устанавливали возле построек или деревьев с колониями зверьков. Для повышения эффективности пойманных зверьков оставляли у сетей в матерчатых мешочках, в качестве живой приманки [30]. Одновременно проводили прослушивание ночного эфира с помощью ультразвукового детектора Pettersson D200 для оценки активности рукокрылых и мест их локализации. Исследования проводили без изъятия из природы: после биометрической обработки, спектрометрических измерений и кольцевания всех зверьков отпускали обратно на участке отлова. Ни один зверек в процессе исследований не пострадал.

Биометрическая обработка включала определение вида, пола, возраста, оценку состояния репродуктивных органов, измерение длины предплечья ($\pm 0,1$ мм) и массы тела ($\pm 0,1$ г). Большинство животных (1218 из 1347) были помечены кольцами Украинского центра кольцевания птиц, каждое кольцо предварительно обрабатывали надфилем для сглаживания краев.

Для анализа полученной информации участки, на которых проводили работы были систематизированы по основным признакам, которые могут опосредованно влиять на привлекательность участка для рукокрылых, а именно:

- 1) наличие большого водоема (реки, озера). Это подразумевает наличие большого открытого пространства над водой и потенциальных кормовых объектов. Небольшие водоемы, размером до 100×100 м в настоящей работе рассматривались только как элемент доминирующего ландшафта, в том месте, где они находятся;
- 2) наличие лесного массива или относительно большого участка спелых деревьев, которые могут быть привлекательными для дендрофильных рукокрылых;
- 3) населенный пункт (постройки человека). В данном случае имеются в виду те постройки и конструкции, которые могут быть использованы рукокрылыми в летний период;
- 4) «открытые пространства». К этой категории решено относить луга, болота, пустоши и участки невысокой древесно-кустарниковой растительности.

Участки группировали по набору этих признаков, а факт присутствия или отсутствия признака определялся в пределах ближайших 50 м от точки отлова.

В ходе радиэкологических исследований оценивали содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs , которые в настоящее время являются наиболее важными дозообразующими радионуклидами ЗО. Оценку удельной активности радионуклидов (C_{RN}) осуществляли прижизненно во всем теле, используя специальный гамма-бета-спектрометрический комплекс, установленный на базе мобильной лаборатории. Комплекс адаптирован для работы с мелкими животными и ранее использовался в исследованиях мышевидных грызунов и мелких птиц [31, 32]. На время измерений зверьков помещали в картонный контейнер с одной из сторон, выполненной из полиэтиленовой пленки. Наличие отверстий и склонность рукокрылых впадать в спячку обеспечивали возможность длительных измерений (до 1 ч). Принципы, на которых построено измерение, и более детальное описание комплекса можно найти в упомянутых публикациях.

Учитывая крайнюю неравномерность радиоактивного загрязнения территории, полученные данные анализировали относительно загрязнения кормовых участков животных. Априори, это было бы неразрешимо ввиду отсутствия информации о размерах охотничьих участков, о территориальном поведении рукокрылых вообще и об особенностях загрязнения кормовых объектов. В связи с этим был предпринят следующий упрощенный подход, основанный на нескольких допущениях:

- 1) радиоактивное загрязнение рукокрылых (^{90}Sr , ^{137}Cs) прямо пропорционально среднему загрязнению беспозвоночных, съеденных в течение предыдущих 2–3 недель на условном кормовом участке, представляющем собой круг радиусом 1 км с центром в точке отлова;
- 2) среднее загрязнение всей совокупности кормовых объектов (беспозвоночных) в течение этого же периода изменялось незначительно и было пропорционально загрязнению условных кормовых участков рукокрылых. Как следствие, загрязнение рукокрылых находится в прямой функциональной зависимости от загрязнения условных кормовых участков;

3) на протяжении предыдущих 2–3 недель реальные кормовые участки не изменялись и немногим отличались от условных.

Очевидно, что территориальное поведение рукокрылых варьирует как от вида к виду, так и в зависимости от погодных и иных обстоятельств. Однако такой подход позволяет получить некоторые оценки в первом приближении.

Данные о плотности загрязнения территории (D_{RN}) получены из электронной базы геопозиционированных результатов аэрогаммасъемки 1992 г., выполненной Институтом радиоэкологии НАН Украины и переработанной НТЦ НПО “Припять”. При этом внесена поправка на распад радионуклидов.

Результаты и обсуждение

Характеристика фауны рукокрылых ЗО. В ходе наших исследований было обнаружено 12 видов рукокрылых: ночница водяная (*Myotis daubentonii* Kuhl, 1817), ночница прудовая (*M. dasycneme* Boie, 1825), ночница усатая (*M. mystacinus* Kuhl, 1817), вечерница малая (*Nyctalus leisleri* Kuhl, 1817), вечерница рыжая (*N. noctula* Schreber, 1774), вечерница гигантская (*N. lasiopterus* Schreber, 1780), кожан поздний (*Eptesicus serotinus* Schreber, 1774), нетопырь-пигмей (*Pipistrellus pygmaeus* Leach, 1825), нетопырь лестной (*P. nathusii* Keyserling & Blasius, 1839), нетопырь средиземноморский (*P. kuhlii* Kuhl, 1817), кожан двухцветный (*Vespertilio murinus* L., 1758), и ушан бурый (*Plecotus auritus* L., 1758). Полный перечень отловов и находок представлен в табл. 1.

Из 12 видов точность определения одиннадцати не вызывает сомнений, следует остановиться лишь на *P. pygmaeus*. Этот вид переописан во второй половине 1990-х как вид-двойник *P. pipistrellus*: на основании отличия в частоте эхолокационного сигнала и молекулярно-генетических маркеров [33–35]. Морфологические же отличия, удобные для идентификации в полевых условиях, в данном случае, не очень надежны и подвергаются критике [36]. В своей работе мы использовали несколько критериев: высоту издаваемых звуков, рисунок жилкования летательных перепонки и окраску оголенных участков тела [33, 37, 38]. Перепонки и уши осмотренных нами зверьков были светлого коричневого цвета. Жилкование в большинстве случаев совпадало с рисунком, характерным для *P. pygmaeus*. Кроме того, на участках, где были отловлены зверьки, в эфире прослушивались характерные для *P. pygmaeus* звуки на частоте 50–55 кГц. Тем не менее, в некоторых случаях рисунок жилкования имел смешанные черты, а звуки, которые можно было бы связать с *P. pipistrellus* (44–46 кГц), также присутствовали в эфире. По этим причинам на данном этапе работ ввиду отсутствия более надежных аргументов все особи *P. pipistrellus* s.l. решено относить к *P. pygmaeus*, хотя возможность присутствия *P. pipistrellus* в фауне ЗО не исключается.

Следует отметить и находку *N. lasiopterus*, поскольку это первая достоверная регистрация вида в Украине за последние 50 лет.

В целом, относительно текущего состояния знаний о рукокрылых Украинского Полесья [39, 40], в ЗО присутствует самое большое видовое разнообразие, и при этом список может быть продолжен [16]. Так, ранее в районе пгт. Полесское (западная окраина ЗО) была обнаружена европейская широкоушка (*Babrbastella barbastellus* Schreber, 1774) [41], в 70 км к югу от границы ЗО был пойман северный кожанок (*Eptesicus nilssonii* Keyserling & Blasius, 1839) [42]. Возможны находки реснитчатой ночницы (*M. nattereri* Kuhl, 1817), поскольку ЗО находится в пределах ее видового ареала, кроме того, ранее ее отмечали в Житомирской и Киевской областях [43].

Относительное обилие и биотопическая приуроченность. Всего на территории ЗО идентифицировано 1352 животных, большая часть особей (1340) поймана или найдена в 2007–2009 гг. (табл. 2). Безусловными доминантами являются *P. nathusii* (31,7 %) и *N. noctula* (26,6 %), а субдоминантами – *P. pygmaeus* (19,4 %) и *N. leisleri* (9,5 %). Однако систематизация всех данных в соответствии условиями, существующими на участках отлова, демонстрирует, что это соотношение может сильно меняться.

Таблица 1. Краткое описание участков отлова и общие результаты

№	Участки ЗО, точки и даты отловов (находок)	Долгота, град	Широта, град	Вид, общее количество животных (в скобках), способ отлова
	I. Участок «Центр»			
1	Берег р. Припять в 200 м от оз. Азбучин. Намытые в 1990-х годах пески, заросшие древесно-кустарниковыми зарослями. 05.06.2009	30,114135	51,409833	<i>P. nath.</i> (6), <i>P. rugm.</i> (1), <i>V. mur.</i> (6), паутинная сеть
2	Оз. Азбучин. Старая противопаводковая дамба, участок намывных в 1990-х годах песков, а также молодая порослевая дубрава посреди озера (три точки на расстоянии 60–170 м друг от друга). 06.06.2009	30,111783	51,408465	<i>Ep. ser.</i> (7), <i>N. post.</i> (1), <i>P. nath.</i> (4), <i>V. mur.</i> (3), паутинная сеть
3	База отдыха «Измурудное», пойменный водоем-старича. В пойме – широколиственный лес (70–120 лет), на террасе сосновый лес (70–100 лет). 23.07.2007.	30,159013	51,329605	<i>N. post.</i> (12), <i>P. nath.</i> (11), <i>P. rugm.</i> (7), паутинная сеть
4	База отд. «Измурудное», сосн. лес на краю террасы (70–100 лет) возле пойменных лугов и водоемов. Дупло в расщелине между стволами сосны. 12.07.2007	30,152665	51,334871	<i>N. post.</i> (8), паутинная сеть возле убежища
5	Дамба пруда-охладителя, берег р. Припять. Прибрежные древесно-кустарниковые заросли. 16.07.2008	30,131020	51,404824	<i>P. kuhl.</i> (1), <i>P. nath.</i> (24), паутинная сеть
6	Дамба пруда-охладителя, берег р. Припять. Прибрежные древесно-кустарниковые заросли. 17.07.2008	30,128065	51,406138	<i>P. nath.</i> (29), <i>V. mur.</i> (2), паутинная сеть
7	Дамба пруда-охладителя, берег р. Припять. Прибрежные древесно-кустарниковые заросли. 09.07.2008	30,175980	51,374796	<i>M. das.</i> (1), <i>N. leis.</i> (1), <i>P. nath.</i> (15), паутинная сеть
8	Дамба пруда-охладителя, берег р. Припять. Прибрежные древесно-кустарниковые заросли. 08.07.2008	30,171129	51,386742	<i>P. nath.</i> (3), паутинная сеть
9	Усадьба Новошепетильского лесничества. Смешанный лес (80–150 лет), деревянные постройки, поляны. 09.07.2009	29,989834	51,382195	<i>Ep. ser.</i> (2), <i>N. leis.</i> (12), <i>P. nath.</i> (7), <i>Pl. aur.</i> (13), паутинная сеть
10	г. Припять. Пристань на затоне, рядом – каменные постройки и прибрежные лиственные древесные заросли (20–30 лет). 10.06.2008, 08.06.2009	30,064826	51,408543	<i>Ep. ser.</i> (1), <i>P. kuhl.</i> (1), <i>P. nath.</i> (8), <i>P. rugm.</i> (1), <i>Pl. aur.</i> (1), паутинная сеть
11	г. Припять. Семиходовский старик, прибрежные лиственные древесные заросли (20–50 лет). 07.06.2009	30,050786	51,415025	<i>Ep. ser.</i> (4), <i>M. daub.</i> (7), <i>N. post.</i> (1), <i>P. kuhl.</i> (4), <i>P. nath.</i> (44), <i>P. rugm.</i> (19), <i>Pl. aur.</i> (1), <i>V. mur.</i> (3), паутинная сеть
12	г. Припять. Яхт-клуб. Берег Припятского затона, прибрежные лиственные древесные заросли (20–30 лет), каменные постройки. 10.06.2008	30,072695	51,408320	<i>P. kuhl.</i> (1), паутинная сеть
13	г. Припять, парк отдыха с аттракционами. Городские постройки, древесно-кустарниковые заросли (20–30 лет). 09.06.2009	30,055913	51,408512	<i>Ep. ser.</i> (1), паутинная сеть
14	г. Припять, ул. Героев Сталинграда. Городские постройки, древесно-кустарниковые заросли (20–30 лет). 09.06.2009	30,049466	51,409611	<i>Ep. ser.</i> (2), <i>V. mur.</i> (3), паутинная сеть

№	Участки ЗО, точки и даты отловов (находок)	Долгота, град	Широта, град	Вид, общее количество животных (в скобках), способ отлова
I. Участок «Центр»				
15	г. Припять, ул. Спортивная. Городские постройки, древесно-кустарниковые заросли (20–30 лет). 09.06.2009	30,049257	51,407479	<i>P. nath.</i> (1), паутинная сеть
16	с. Красно, мелиоративный канал. Вокруг луг, частично заросший древесно-кустарниковыми зарослями. Недалеко дубрава (100 лет). 10.06.2009	30,124665	51,458112	<i>P. nath.</i> (2), <i>V. mur.</i> (1), паутинная сеть
17	с. Красно, мелиоративный канал. Вокруг луг, частично заросший древесно-кустарниковыми зарослями. Рядом мелколистный лес вокруг заболоченных низин. 10.06.2009	30,105177	51,457640	<i>P. nath.</i> (1), паутинная сеть
18	с. Красно, в центре села возле постройки православной церкви. Вокруг заросшие усадьбы. 10.06.2009	30,119682	51,456623	<i>Er. ser.</i> (1), <i>P. nath.</i> (2), паутинная сеть
19	Берег Краснянского старика в районе с. Красно. Пойменные луга. Недалеко молды сосняки (40 лет). 12.06.2009	30,106630	51,447241	<i>N. noct.</i> (1), паутинная сеть
II. Участок «Запад»				
1	Яковецкое ЛО (колония). Дупло дуба. Дубрава (80–100 лет). 24.05.2007	29,714639	51,362972	<i>N. noct.</i> (6), пластиковая ловушка
2	Яковецкое ЛО. Дубрава (80–100 лет), лесной искусственный водоем. 23.05.2007, 05.08.2009	29,714639	51,362972	<i>M. daub.</i> (3), <i>N. leis.</i> (13), <i>N. noct.</i> (17), <i>P. nath.</i> (7), <i>P. rugm.</i> (7), <i>Pl. aur.</i> (4), паутинная сеть
3	Яковецкое ЛО. Дубрава (80–200 лет), лесные искусственные водоемы 15 × 30 м. Две точки отлова на расстоянии 100 м друг от друга. 25.05.2007, 26.05.2007, 03.08.2009	29,705639	51,370639	<i>N. leis.</i> (48), <i>N. noct.</i> (31), <i>P. nath.</i> (2), <i>P. rugm.</i> (18), <i>Pl. aur.</i> (6), паутинная сеть
4	Яковецкое ЛО. Большое озеро, окруженное ольшаниками и березняками. 04.08.2009	29,706030	51,360910	<i>M. daub.</i> (5), <i>N. leis.</i> (1), <i>N. noct.</i> (48), <i>P. nath.</i> (1), <i>P. rugm.</i> (13), <i>V. mur.</i> (1), паутинная сеть
5	Яковецкое ЛО. с. Бовище, пожарный водоем 50 × 40 м. Вокруг сосновый лес, вдоль болотистой низины ольшаник и березняк. 05.08.2009	29,736740	51,344400	<i>N. leis.</i> (8), <i>N. noct.</i> (24), <i>P. nath.</i> (4), <i>P. rugm.</i> (6), паутинная сеть
6	Яковецкое ЛО. Усадьба Яковецкого лесн-ва. Мост через р. Илья. Рядом смешанный лес 60–100 лет, и участки дубрав 150–200 лет и более. Пойма реки заболочена. Три точки на расстоянии 50–100 м друг от друга. 30.07.2009.	29,615500	51,394740	<i>N. lasi.</i> (1), <i>N. leis.</i> (19), <i>N. noct.</i> (73), <i>P. rugm.</i> (8), <i>Pl. aur.</i> (1), <i>V. mur.</i> (16), паутинная сеть
7	Яковецкое ЛО. Пожарный водоем 15 × 50 м возле усадьбы Яковецкого лесничества. Рядом преимущественно смешанный лес (60 – 100 лет) 31.07.2009	29,615460	51,397350	<i>V. mur.</i> (1), паутинная сеть
8	Денисовичское ЛО, с. Денисовичи, пруд 50 × 100 м посреди села. 01.08.2009	29,703202	51,485094	<i>N. leis.</i> (4), <i>N. noct.</i> (11), <i>Pl. aur.</i> (4), <i>V. mur.</i> (5), паутинная сеть

№	Участки ЗО, точки и даты отловов (находок)	Долгота, град	Широта, град	Вид, общее количество животных (в скобках), способ отлова
	II. Участок «Запад»			
9	Денисовское ЛО, урочище Акулино Гало. Заболоченный вековой (более 100–150 лет) дубово-сосновый лес. На участке болота много сухих деревьев. 01.08.2009	29,612740	51,471720	<i>M. myst.</i> (1), <i>N. leis.</i> (12), <i>N. post.</i> (56), <i>P. nath.</i> (1), <i>P. rugm.</i> (2), <i>V. mur.</i> (9), паутиная сеть
10	Денисовское ЛО, усадьба Реницкого лесничества, пожарный водоем 50 × 50 м. Рядом смешанный сосново-дубовый лес (60–100 лет) и ольшаники. 02.08.2009	29,778120	51,437000	<i>N. leis.</i> (2), <i>N. post.</i> (4), <i>P. nath.</i> (1), <i>V. mur.</i> (1), паутиная сеть
	III. Участок «Иловница»			
1	Дубрава (150–200 лет), лесной водоем (старша). 31.07.2008	30,052700	51,193554	<i>Ep. ser.</i> (2), <i>N. leis.</i> (2), <i>N. post.</i> (6), <i>P. nath.</i> (3), <i>P. rugm.</i> (4), <i>V. mur.</i> (1), Паутиная сеть
2	Дубрава (150–200 лет), лесной водоем (старша). 31.07.2008	30,052166	51,192078	<i>N. leis.</i> (2), <i>N. post.</i> (26), <i>P. nath.</i> (3), <i>P. rugm.</i> (2), паутиная сеть
3	Дубрава (150–200 лет), лесной водоем (старша). 31.07.2008	30,052819	51,191377	<i>N. leis.</i> (1), <i>N. post.</i> (17), <i>P. rugm.</i> (1), <i>Pl. aur.</i> (1), паутиная сеть
4	Дубрава (150–200 лет). 31.07.2008	30,051959	51,190129	<i>N. leis.</i> (3), <i>N. post.</i> (7), <i>P. nath.</i> (6), <i>P. rugm.</i> (2), паутиная сеть
5	Дом отдыха «Сказочный», искусственный водоем. Сосняк (40–50 лет). Рядом – каменные постройки. 01.08.2008	30,052056	51,185850	<i>Ep. ser.</i> (6), <i>P. rugm.</i> (5), <i>Pl. aur.</i> (1), паутиная сеть
6	Дом отдыха «Сказочный». Двухэтажные постройки. Отлов возле колонии. Рядом – сосняк (40–50 лет). Две точки отлова на расстоянии 80 м друг от друга. 01.08.2008	30,051061	51,184855	<i>Ep. ser.</i> (3), <i>P. nath.</i> (1), <i>P. rugm.</i> (129), паутиная сеть возле убежища
7	Дом отдыха «Сказочный», опушка леса широколиственного леса (80–150 лет). Рядом – каменные постройки, сосняк (40–50 лет). 01.08.2008	30,052027	51,187054	<i>P. nath.</i> (1), паутиная сеть
8	р. Уж, песчаный островок, рядом пойменный луг, заросший древесно-кустарниковыми зарослями, сосняк (40–60 лет). 03.08.2008	30,042047	51,195194	<i>V. mur.</i> (2), паутиная сеть
9	р. Уж, плес, рядом дубрава (150–200 лет) и сосняк (50–70 лет). 03.08.2008	30,052256	51,194941	<i>M. daub.</i> (2), <i>N. post.</i> (1), <i>P. nath.</i> (1), паутиная сеть
	IV. Участок «город Чернобыль»			
1	ул. Красноармейская, 17. Двухэтажная каменная постройка. Отлов возле колонии. Вокруг одноэтажные постройки с заброшенными садами. 27.07.2008	30,234908	51,270146	<i>Ep. ser.</i> (19), <i>N. leis.</i> (1), <i>P. nath.</i> (8), <i>P. rugm.</i> (1), паут. сеть возле убежища
2	Мемориальный парк, широколиственные деревья (50 – 60 лет). 28.07.2008	30,236663	51,275217	<i>P. nath.</i> (1), <i>Pl. aur.</i> (1), паут. сеть

№	Участки ЗО, точки и даты отловов (находок)	Долгота, град	Широта, град	Вид, общее количество животных (в скобках), способ отлова
	IV. Участок «город Чернобыль»			
3	р. Припять, плес, рядом древесно-кустарниковые пойменные заросли. 28.07.2008	30,224713	51,287631	<i>P. nath.</i> (3), паутинная сеть
4	Полгонный мост на Чернобыльском затоне, рядом – многоэтажные постройки и старые (50–70 лет) лиственные деревья. Две точки отлова на расстоянии 20 м друг от друга. 29.07.2008	30,217829	51,281277	<i>Ep. ser.</i> (1), <i>P. nath.</i> (27), <i>P. pygm.</i> (3), паутинная сеть
5	Берег р. Припять, рядом густые 40–70 летние древесные заросли, заброшенные усадьбы. Три точки на расстоянии до 50 м друг от друга. 26.07.2008	30,233589	51,280379	<i>Ep. ser.</i> (3), <i>N. noct.</i> (3), <i>P. kuhl.</i> (1), <i>P. nath.</i> (197), <i>P. pygm.</i> (32), паут. сеть
6	Берег р. Уж, пойменный луг с древесно-кустарниковыми зарослями. 26.07.2008	30,225299	51,256281	<i>P. nath.</i> (1), паутинная сеть
	V. Другие участки			
1	с. Рудня Илинецкая, канал, сырой луг, рядом – деревянные и каменные одноэтажные постройки, старые древесные лиственные насаждения. 27.05.2007	29,809832	51,284944	<i>N. noct.</i> (2), <i>P. pygm.</i> (1), паутинная сеть
2	с. Оташев, песчаный берег р. Припять, прибрежные мелколиственные древесно-кустарниковые заросли, полуразрушенные одноэтажные постройки. 06.08.2009	30,391690	51,204330	<i>P. nath.</i> (1), паутинная сеть
	VI. Участки, на которых были найдены мертвые животные			
1	г. Припять, ул. Строителей. Городские постройки. 13.07.2004	30,047166	51,411495	<i>Ep. ser.</i> (1), найден мертвым
2	ЧАЭС. Промышленные постройки. 13.07.2004, 10.11.2007	30,112152	51,393085	<i>P. kuhl.</i> (3), найдены мертвыми
3	г. Чернобыль, ул. Школьная, 6. Трехэтажное кирпичное здание, рядом постройки различной этажности и заброшенные сады. 03.07.2001	30,224919	51,268733	<i>P. pygm.</i> (1), найден мертвым
	VII. Места случайных отловов рукокрылых в 2004 – 2005 гг.			
1	оз. Азбучин. Пойменные древесно-кустарниковые заросли и луговые участки вокруг озера. 29.06.2005, 30.06.2005	30,100743	51,404523	<i>P. nath.</i> (3), паутинная сеть
2	«Рыжий Лес». Отлов колонии в дупле осины в сосновом лесу (50 лет). Рядом полукрытые пространства с древесно-кустарниковыми зарослями (20 лет). 29.05.2004	30,062256	51,387386	<i>N. noct.</i> (5), паутинная сеть

Примечание. Координаты выражены в градусах в системе Longitude/Latitude (WGS 84). В таблице и далее по тексту приняты следующие сокращения видовых названий рукокрылых: *Eptesicus serotinus* - *Ep. ser.*, *Myotis daubentonii* - *M. daub.*, *Myotis mystacinus* - *M. myst.*, *Nyctalus lasiopterus* - *N. lasi.*, *Nyctalus leisleri* - *N. leis.*, *Nyctalus noctula* - *N. noct.*, *Pipistrellus nathusii* - *P. nath.*, *Pipistrellus pygmaeus* - *P. pygm.*, *Plecotus auritus* - *Pl. aur.*, *Vespertilio murinus* - *V. mur.*

Таблица 2. Видовой состав и общее число (n) отловленных и найденных животных

Вид	n	%
<i>Myotis dasycneme</i> – прудовая ночница	1	0,07
<i>Myotis daubentonii</i> – водяная ночница	17	1,26
<i>Myotis mystacinus</i> – усатая ночница	1	0,07
<i>Plecotus auritus</i> – бурый ушан	33	2,44
<i>Nyctalus leisleri</i> – малая вечерница	129	9,54
<i>Nyctalus noctula</i> – рыжая вечерница	360	26,63
<i>Nyctalus lasiopterus</i> – гигантская вечерница	1	0,07
<i>Pipistrellus kuhlii</i> – средиземноморский нетопырь	11	0,81
<i>Pipistrellus nathusii</i> – лесной нетопырь	429	31,73
<i>Pipistrellus pygmaeus</i> – нетопырь-пигмей	263	19,45
<i>Vespertilio murinus</i> – двцветный кожан	54	3,99
<i>Eptesicus serotinus</i> – поздний кожан	53	3,92
Всего	1352	100,0

Прежде всего, мы установили, что увеличение размеров популяции во второй половине лета (за счет ювенильных особей) практически не сказывается на суммарной успешности отловов, тогда как ранжирование биотопов по этому показателю практически сохраняется, демонстрируя важность наличия или отсутствия лесных массивов (табл. 3).

Следует заметить, что видовой и численный состав совокупной выборки рукокрылых менялся не только от участка к участку, но и на одном участке при разных отловах. Причем прослушивание ультразвукового эфира нередко указывало, что либо рядом летают те виды, которые так и не попали в сети, либо животных гораздо больше того количества, которое было отловлено. Поэтому при оценке видовой структуры в тех или иных биотопических условиях было решено не только объединить данные за все случаи отловов на каждом из участков (как если бы в течение одной ночи было использовано такое количество сетей, которое использовали в сумме за весь период), но и данные по разным участкам, имеющим схожие биотопические условия. Таким образом, был рассчитан показатель средней успешности отлова того или иного вида для определенных биотопических условий (табл. 4).

Согласно таким расчетам, в наиболее благоприятных местах, где лес граничит с другими биотопами, успешность отлова рукокрылых в среднем варьирует в пределах 10–27 особей всех видов на одну сетко-ночь (далее по тексту – ос./с.-н.), превышая в крайних случаях 50 ос./с.-н. Структура видového состава для этих участков напоминает структуру для всей совокупности данных (см. табл. 2). Здесь доминируют *P. nathusii* – $34,7 \pm 11,2$ %, и *N. noctula* – $25,6 \pm 8,6$ % (рис. 2). Отсутствие этих видов в некоторых отловах скорее результат недостаточного количества отловов, чем результат предпочтений. Субдоминантами на лесных участках являются *P. pygmaeus* ($12,4 \pm 2,7$ %) и *N. leisleri* ($10,5 \pm 4,1$ %). Причем если *P. pygmaeus* не демонстрирует никакой избирательности, то *N. leisleri* отдает предпочтение участкам широколиственных и смешанных лесов, не граничащих с большими водоемами. Заметно меньше было поймано *Pl. auritus* ($6,6 \pm 3,9$ %) и *V. murinus* ($4,7 \pm 2,6$ %). Следует заметить, что по визуальным наблюдениям и прослушиванию на участках, где есть спелый лес, старые сады и парки, *Pl. auritus* куда более обычен, однако легко избегает сетей. Что же касается *V. murinus*, то он производит впечатление очень пластичного и мобильного вида, способного охотиться повсеместно. *E. serotinus* на таких участках присутствует тоже ($3,2 \pm 1,9$ %), однако преимущественно возле построек человека или больших водоемов. Остальные виды пока попадались в единичном количестве.

Таблица 3. Суммарная успешность отлова рукокрылых на участках с различными ландшафтными условиями в различные сезоны

Тип участка	Май – июнь			Июль – август		
	<i>N (m)</i>	<i>k</i>	<i>n/k</i>	<i>n (m)</i>	<i>k</i>	<i>n/k</i>
Участки, расположенные вдали от лесных массивов						
О	6 (4)	6	1,0	–	–	
НО	2 (2)	2	1,0	–	–	
Н	9 (3)	8	1,1	0 (0)	2	0,0
ВН	0 (0)	1	0,0	–	–	
ВНО	13 (5)	6	2,2	–	–	
ВО	47 (7)	14	3,4	62 (3)	24	2,6
Участки, так или иначе граничащие с лесными массивами						
ЛН	31 (3)	7	4,4	19 (6)	11	1,7
ЛВО	–	–	–	33 (3)	6	5,5
Л	90 (6)	10	9,0	172 (8)	12	14,3
ЛНО	–	–	–	24 (4)	2	12,0
ЛВН	–	–	–	31 (3)	2	15,5
ЛВ	44 (4)	2	22,0	251 (7)	13	19,3
ЛО	–	–	–	246 (8)	11	22,4
ЛВНО	81 (8)	3	27,0	–	–	–
Итого	323 (10)	59	5,5	838 (11)	83	10,1

Примечание. Основные биотопические признаки участка: В – крупный водный объект, Н – населенный пункт (постройки человека), Л – крупный лесной массив (или большие участки спелых, потенциально дуплистых деревьев), О – наличие условно открытых пространств (луг, болото, невысокая древесно-кустарниковая растительность). Показатели успешности: *n* – общее количество особей, *m* – общее число видов, *k* – число сетко-ночей, *n/k* – число особей отловленных за одну сетко-ночь (далее по тексту – ос./с.-н.)

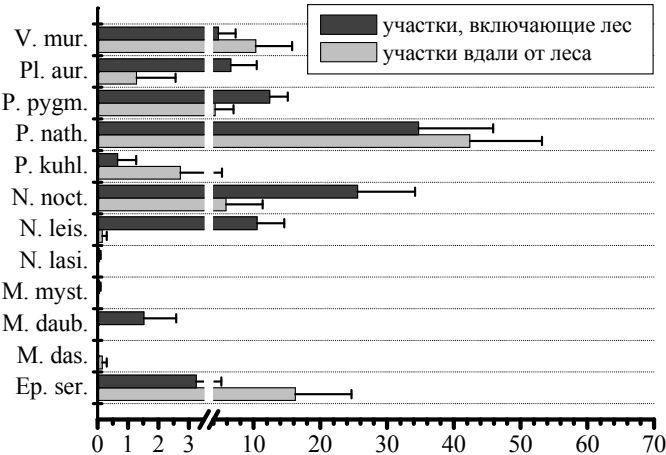


Рис. 2. Среднее соотношение видов на участках, включающих лес, и на участках, расположенных вдали от лесных массивов, %.

Таблица 4. Средняя вероятность отлова отдельных видов рукокрылых на участках с различными ландшафтными условиями в период с мая по август, ос./с.-н.

Вид	Участки, расположенные вдали от лесных массивов (в скобках количество сетко-ночей)							Участки, так или иначе граничащие с лесными массивами (в скобках количество сетко-ночей)							Всего особей на всех участках (142)
	ВН (1)	Н (10)	О (6)	НО (2)	ВНО (6)	ВО (38)	ЛН (18)	ЛВО (6)	Л (22)	ЛНО (2)	ЛВН (2)	ЛВ (15)	ЛО (11)	ЛВНО (3)	
<i>Ep. ser.</i>		0,30		0,50	0,17	0,18	0,44		0,09		0,50	0,20		1,33	30
<i>M. das.</i>						0,03									1
<i>M. daub.</i>									0,14			0,47		2,33	17
<i>M. myst.</i>													0,09		1
<i>N. lasi.</i>													0,09		1
<i>N. leis.</i>						0,03	0,67		3,14	2,00		0,07	3,73		128
<i>N. noct.</i>			0,33			0,05		2,00	4,73	5,50		3,47	14,27	0,33	341
<i>P. kuhl.</i>					0,33	0,03						0,07		1,33	8
<i>P. nath.</i>		0,30	0,33	0,50	1,33	2,18	0,50	2,33	1,41		13,50	12,60	0,55	14,00	415
<i>P. pygm.</i>			0,17		0,17	0,03	0,28	1,17	1,77		1,50	2,73	1,36	6,33	132
<i>Pl. aur.</i>					0,17		0,83		0,50	2,00			0,09	0,33	33
<i>V. mur.</i>		0,30	0,17			0,34	0,06		0,14	2,50		0,07	2,18	1,00	54
Всего особей (видов)	0 (0)	9 (3)	6 (4)	2 (2)	13 (5)	109 (8)	50 (6)	33 (3)	262 (8)	24 (4)	31 (3)	295 (8)	246 (8)	81 (8)	1161 (12)
Успешность отлова (ос./с.-н.)	0,0	0,9	1,0	1,0	2,2	2,9	2,8	5,5	11,9	12,0	15,5	19,7	22,4	27,0	8,2

Примечание. Сокращения такие же, как в табл. 1 и 3.

На участках, представляющих собой открытые пространства в районе лугов, болот, больших водоемов и населенных пунктов, успешность отловов оказалась очень низкой: в среднем от 0 до 2,9 ос./с.-н., и лишь изредка достигая 7–10. Видовая структура там тоже отличалась (см. рис. 2). Средняя доля *P. nathusii* достигала $42,4 \pm 10,8 \%$, и он ловился практически всюду. Заметно уступали ему по численности *E. serotinus* ($16,2 \pm 8,4 \%$) и *V. murinus* ($10,3 \pm 5,5 \%$). Причем если первый отдавал предпочтение населенным пунктам, то вероятность отлова *V. murinus* вне населенных пунктов оставалась высокой. *N. noctula* в населенных пунктах и в открытых ландшафтах – достаточно обычный вид, он легко идентифицируется при прослушивании ультразвукового эфира. Однако в отловах составляет лишь $5,9 \pm 5,5 \%$, возможно, из-за большой высоты, на которой охотится. *P. pygmaeus* в этих местах многочисленный, он составляет лишь $4,2 \pm 2,8 \%$. Еще более редким является *P. kuhlii* ($2,7 \pm 2,5 \%$). Остальные виды были крайне редки либо вовсе не попадались.

В целом пять из 12 видов лишь изредка либо единожды попадали в уловы. Такими, например, являются околотовные виды *M. dasycneme* и *M. daubentonii*. Несмотря на развитую систему водоемов и достаточно большое количество «сетко-ночей» на их берегах (71 из 142), эти виды почти не ловились. *M. daubentonii* была поймана только на четырех участках (см. табл. 1: участки I-11, II-2, II-4, III-9). Единственная особь *M. dasycneme* (самец) отловлена только в одной точке на р. Припять (уч. I-7). Такие низкие показатели, возможно, связаны с их общей низкой численностью либо с недостаточным количеством отловов в районе основного русла р. Припять и Киевского водохранилища. Другой редкий вид – *P. kuhlii* – в 10 из 11 случаев пойман (или найден) в центральной части ЗО: в окрестностях г. Припять и промплощадки ЧАЭС (уч. I-10, I-11, I-12, I-5, VI-2). В основном это были июньские отловы 2008–2009 гг. Судя по словам работников ЧАЭС (которые были авторами находок погибших животных), «светлые нетопыри с белой полоской по краю перепонки» являются постоянными обитателями технических построек электростанции в зимнее время и их периодически находят на полу. Лишь однажды этот вид был пойман в районе г. Чернобыль (уч. IV-5). Единственную особь *M. mystacinus* (взрослый самец, уч. II-9) и одну *N. lasiopterus* (самец-сеголеток, уч. II-6) поймали в глухих лесных массивах на северо-западе ЗО.

Статус видов. О том, какую роль играет ЗО в жизни рукокрылых, можно судить не только по видовому составу, но и по тому, как они используют регион на протяжении года. Так, в зимний период здесь присутствует *P. kuhlii* (см. выше). Есть устное сообщение работника ЧАЭС (с демонстрацией фотоснимка) о находке *E. serotinus* в марте 2007 г. в г. Припять. Вполне возможно, что в регионе зимуют и *N. noctula*: это следует из регулярной их регистрации в зимний период в г. Славутич (50 км на восток от ЧАЭС). По всей видимости, тут могут зимовать и *Pl. auritus*, как вид, не совершающий дальних миграций [44]. Также, поскольку в последнее время в ряде городов Украины стали отмечать и *V. murinus* [45], не исключена его зимовка и на территории ЗО.

В летний период у шести видов (*N. leisleri*, *N. noctula*, *P. kuhlii*, *P. nathusii*, *Pl. auritus*, *V. murinus*) среди взрослых особей доминировали самки, у двух (*E. serotinus*, *M. daubentonii*) – самцы, и один вид (*P. pygmaeus*) был представлен только самками. Исходя из того, что в июльских отловах у восьми видов появляются молодые особи (*Pl. auritus*, *N. leisleri*, *N. noctula*, *N. lasiopterus*, *P. nathusii*, *P. pygmaeus*, *V. murinus*, *E. serotinus*), можно считать, что они на этой территории и рождались. По всей видимости, это касается и *P. kuhlii* как обитающего здесь на протяжении всего года. Таким образом, территория ЗО используется этими животными для размножения, а для некоторых видов и для зимовки.

Убежища рукокрылых ЗО. В 2007–2009 гг. нами было обнаружено несколько колоний. Одна материнская принадлежала *N. noctula* и располагалась в дуплистом дубе среди старого широколиственного леса (май 2007, уч. II-1). Там было отловлено шесть самок.

Другая материнская колония принадлежала *P. pygmaeus* и, по сути, состояла из серии убежищ, расположенных в постройках и конструкциях (фонарный столб) бывшего лагеря отдыха (август 2008, уч. III-6). Отловы были произведены только в нескольких местах, по-

этому общее количество обитающих там животных может в несколько раз превышать то, которое было отловлено ($n = 129$). Кроме *P. pygmaeus*, на территории лагеря также отловлены девять особей *E. serotinus*, две *P. nathusii* и одна *Pl. auritus*.

Еще одну колонию нашли под кровлей двухэтажного здания в г. Чернобыль (июль 2008, уч. IV-1). Кроме 19 особей *E. serotinus* различного половозрастного состава, там же отловили *P. nathusii* (8), *Pl. auritus* (1), *N. leisleri* (1) и *P. pygmaeus* (1).

Наконец, в относительно старом сосновом лесу возле бывшей базы отдыха (июль 2009, уч. I-4) была найдена колония *N. noctula*, располагавшаяся в расщелине между двумя стволами дерева. Восемь из 12 вылетевших животных было поймано, включая трех взрослых самок и пять разнополых особей сеголеток.

Следует добавить, что колонии *P. nathusii* (судя по характеру и высоте звука) обнаруживали еще в нескольких местах, среди 5-этажной застройки г. Чернобыль (июль 2008 г.).

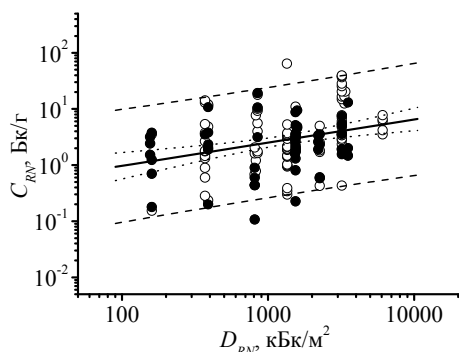
Кольцевание рукокрылых на территории ЗО. Из 1218 животных, окольцованных, начиная с 2004 г., позднее отловлено только семь (табл. 5). Согласно определению, принятому в международной классификации [44], все они относятся либо к категории «перелова» (т.е. повторные отловы в местах кольцевания), либо «локального отлова» («sedentary», т.е. в радиусе нескольких десятков километров от точки кольцевания). Наибольший интерес представляет повторный отлов самки *N. noctula* в июле 2009 г. (уч. I-4), окольцованной во взрослом состоянии в материнской колонии в мае 2004 г. в 8,7 км к северу, на участке «Рыжего леса» (уч. VII-2). Таким образом, возраст этого животного составляет не менее шести лет и указывает на то, что зверек держится центральной части ЗО. Остальные отловы свидетельствовали о том, что радиус территории, на которых охотятся животные, составляет не менее 1–2 км.

Таблица 5. Общие результаты повторных отловов рукокрылых, ранее окольцованных на территории ЗО (по состоянию на август 2009 г.)

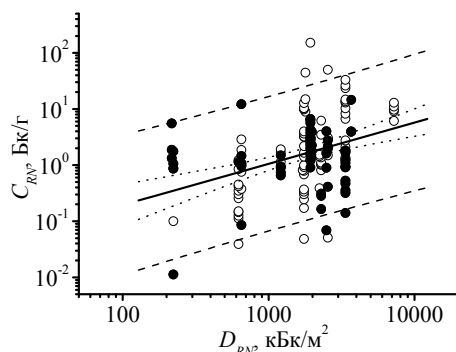
Вид	Всего окольцовано	Отловлено повторно	Расстояние от точки кольцевания, км	Время, прошедшее со дня кольцевания, сут
<i>N. noctula</i>	307	3	0,63 – 8,7	1 – 1870
<i>P. nathusii</i>	417	3	0,00 – 1,7	1 – 2
<i>P. pygmaeus</i>	249	1	0,75	1

Радиоэкология рукокрылых. Результаты радиоэкологических исследований построены на анализе общего содержания ^{90}Sr ($n = 151$) и ^{137}Cs ($n = 154$) в теле животных, относящихся к 10 видам. Нами было установлено, что удельная активность (C_{RN}) обоих радионуклидов варьирует в пределах одного-двух порядков величин даже для одного вида, обитающего на одном участке, и до трех порядков среди всех видов (табл. 6). Вариации значений наиболее выражены для ^{137}Cs , и для этого же радионуклида четче проявляется зависимость между загрязнением среды и загрязнением особи, тогда как для ^{90}Sr эта зависимость невыразительна (рис. 3). На примере *P. nathusii* видно, что даже у отдельного вида значения C_{RN} могут варьировать также широко, как и у всех видов вместе взятых (черные точки на рис. 3), а среднее загрязнение коррелирует с загрязнением среды по тем же законам, что и вся совокупность данных по всем видам.

Самые высокие значения $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ (10–64 Бк/г, что в 1000 раз выше, чем у самых «чистых») отмечали у шести видов на пяти из 12 участков, независимо от загрязнения среды. Причем все наивысшие значения (37–64,2 Бк/г) имели *E. serotinus*, обитавшие в районе оз. Азбучин и в г. Припять. Удельную активность ^{137}Cs в диапазоне от 10 до 151 Бк/г отмечали у четырех видов на девяти участках, причем, за одним исключением, все – из наиболее «грязной» части ЗО. Интересно, что все самые высокие значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ (44–151 Бк/г) имели *P. kuhlii*, отловленные в г. Припять, недалеко от оз. Азбучин и возле ЧАЭС.



а) ^{90}Sr (все данные):
 $\lg(y) = -0,838 + 0,413 \lg(x)$,
 $r^2 = 0,097$, d.f. = 1, 150, $F_{st} = 16,1$, $p < 0,0001$

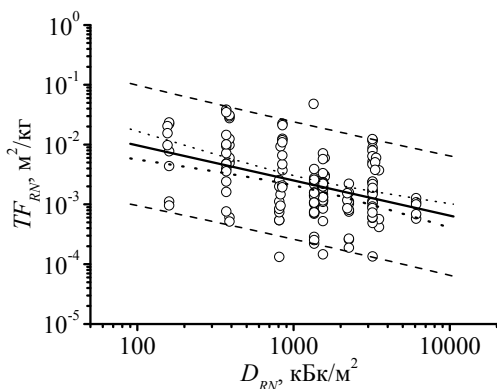


б) ^{137}Cs (все данные):
 $\lg(y) = -2,18 + 0,73 \lg(x)$,
 $r^2 = 0,142$, d.f. = 1, 153, $F_{st} = 25,1$, $p < 0,0001$

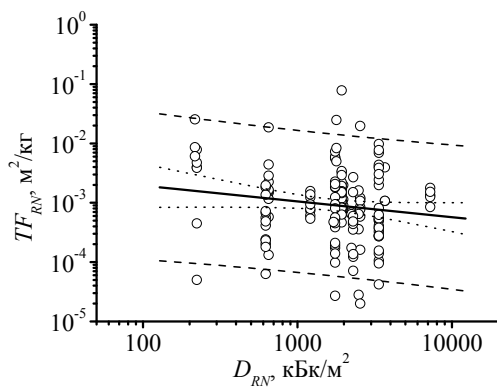
Рис. 3. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в теле рукокрылых (C_{RN}) относительно уровня загрязнения почвы (D_{RN}) на участках отлова в 2007–2009 гг.
(светлые точки – все виды, черные точки – *P. nathusii*).

Наличие зависимости загрязнения животных от загрязнения среды дает основания для объединения всех данных через расчет коэффициента перехода радионуклида в звене «почва – животное»: TF_{RN} , (кБк/кг)/(кБк/м²) или м²/кг.

В диапазоне изученных радиоэкологических условий TF_{RN} ^{137}Cs практически не меняется (рис. 4, б), однако TF_{RN} ^{90}Sr демонстрирует очевидную обратную пропорциональную зависимость (рис. 4, а). Это полностью совпадает с аналогичным эффектом, ранее установленным у мелких птиц [32], и свидетельствует о более низкой биологической доступности ^{90}Sr на центральных участках ЗО, загрязненных преимущественно «топливной» компонентой радиоактивных выпадений [46]. По этой причине для дальнейшего анализа из всей совокупности данных было решено выделить данные, полученные на самых «чистых» участках ЗО (уч. I-3, I-4, I-7). Результирующие средние значения TF_{RN} ^{90}Sr и ^{137}Cs представлены в табл. 7.



а) ^{90}Sr (все данные):
 $\lg(y) = -0,838 - 0,587 \lg(x)$,
 $r^2 = 0,179$, d.f. = 1, 150, $F_{st} = 32,6$, $p < 0,0001$



б) ^{137}Cs (все данные):
 $\lg(y) = -2,18 - 0,266 \lg(x)$,
 $r^2 = 0,021$, d.f. = 1, 153, $F_{st} = 3,29$, $p = 0,072$

Рис. 4. Характер зависимости TF_{RN} ^{90}Sr и ^{137}Cs у рукокрылых от плотности радиоактивного загрязнения территории.

Таблица 6. Диапазон значений $C_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs в теле рукокрылых на разных участках 30

Участок	D_{RN} , МБк/м ²	Удельная активность радионуклида в теле животного, Бк/г									
		<i>Ep. ser.</i>	<i>M. das.</i>	<i>M. daub.</i>	<i>N. leis.</i>	<i>N. noct.</i>	<i>P. kuhl.</i>	<i>P. nath.</i>	<i>P. pygm.</i>	<i>Pl. aur.</i>	<i>V. mur.</i>
⁹⁰ Sr											
VII-2	6,09					3,52–7,73					
VII-1	3,53							1,47–13,1			
VI-2	3,33–3,38						12,6–20,3				
I-1, I-2	3,20	14,9–39,5				20,5		1,56–7,51	3,41		0,43–7,71
I-10, I-12	2,21–2,26	0,43					1,71–5,00	0,58–3,56	1,83	2,52	
I-5	1,54–1,58						11,0	0,23–9,45			
I-11	1,36–1,53	0,99–3,50		0,94–2,94		5,28	0,3–2,15	1,61–2,82		0,39	1,02–3,71
I-13, VI-1	1,35–1,36	2,10–64,2									
I-9	0,83–0,85	0,78–7,68			1,21–9,27			3,16–19,1		3,97–17,9	
I-16, I-17, I-18, I-19	0,81	1,61			0,68			0,11–0,90			2,06
I-3, I-4	0,37–0,39					0,28–14,2		0,20–10,8	0,24–12,0		
I-7	0,16		0,15		3,54			0,18–3,75			
¹³⁷ Cs											
VII-2	7,24					6,13–12,9					
VII-1	3,69							3,95–14,5			
I-1, I-2	3,37	6,65–32,8				10,2		0,14–1,83	23,4		0,91–2,75
I-10, I-12	2,49–2,55	0,05					2,95–50,1	0,07–4,01	1,49	3,08	
I-9	2,24–2,3	1,43–1,53			0,39–1,37			0,16–0,31		0,81–6,17	
I-5	1,94–1,98						151,6	0,9–6,61			
VI-2	1,79						8,92–44,4				
I-11	1,75–1,96	3,98–10,3		0,05–2,18		3,62	0,17–3,24	1,38–1,53		0,30	0,37–0,99
I-13, VI-1	1,72–1,75	0,81–12,7									
I-16, I-17, I-18, I-19	1,21	1,91			1,67			0,65–1,50			1,14
I-3, I-4	0,62–0,65					0,04–1,22		0,09–12,2	0,38–2,88		
I-7	0,22		0,10		0,88			0,01–5,53			

Примечание. Нумерация участков и условные сокращения видовых названий – см. табл. 1. В рамках исследования, данные, полученные с некоторых близкорасположенных участков, объединены в одну выборку. Плотность загрязнения территории радионуклидом (D_{RN}) приведена на дату отлова животных.

Имеющиеся данные пока не позволяют говорить о наличии четких межвидовых отличий по способности накапливать радионуклиды. Так, наибольшие $TF_{RN}^{90}\text{Sr}$, обнаруженные у *E. serotinus*, *Pl. auritus*, *P. kuhlii* и *N. leislerii* (см. табл. 7), не находят удовлетворительного пояснения, поскольку в эту группу входят совершенно разные по местам обитания, размеру тела и составу рациона виды. То же самое можно сказать и о рукокрылых с относительно низкими значениями TF_{RN} . По всей видимости, такая картина определяется совокупностью причин, главной из которых является состав рациона и собственная способность разных кормовых объектов накапливать радионуклиды.

Таблица 7. Коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs у рукокрылых 3О по данным 2007–2009 гг., $\times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$

Вид	Центральные участки 3О				Относительно «чистые» участки 3О: (участки I-3, I-4, I-7)			
	mean	min–max	SD	n	mean	min–max	SD	n
^{90}Sr								
<i>Ep. ser.</i>	3,64	0,19–47,7	3873,2	17				
<i>N. leis.</i>	3,35	1,47–10,9	2404,7	5	22,1	22,1		1
<i>Pl. aur.</i>	3,27	0,29–21,1	5800,4	5				
<i>P. kuhl.</i>	1,56	0,22–7,13	3585,5	10				
<i>N. noct.</i>	1,35	0,58–6,39	2346,1	8	5,75	0,76–38,3	3207,1	12
<i>P. nath.</i>	1,34	0,13–22,5	2604,1	53	6,90	0,51–27,7	3043,1	14
<i>M. daub.</i>	1,23	0,70–2,17	1467,3	6				
<i>V. mur.</i>	1,18	0,13–2,74	2238,3	13				
<i>P. pygm.</i>	0,93	0,81–1,07	1214,3	2	9,11	0,61–31,0	6397,5	4
<i>M. das.</i>					0,96	0,96		1
В среднем	1,65	0,13–47,7	2988,7	119	6,50	0,51–38,3	3435,6	32
^{137}Cs								
<i>P. kuhl.</i>	3,11	0,10–78,3	8771,2	10				
<i>Ep. ser.</i>	2,17	0,02–9,75	4539,5	17				
<i>P. pygm.</i>	2,01	0,58–6,94	5764,5	2	1,70	0,58–4,41	2491,2	4
<i>N. noct.</i>	1,55	0,85–3,04	1459,8	8	0,40	0,06–1,96	2579,3	12
<i>Pl. aur.</i>	0,78	0,17–2,69	3078,1	5				
<i>P. nath.</i>	0,65	0,03–3,93	3043,7	55	2,50	0,05–25,4	5571,6	14
<i>V. mur.</i>	0,44	0,21–0,94	1566,9	13				
<i>N. leisl.</i>	0,40	0,17–0,60	1616,6	5	3,97	3,97		1
<i>M. daub.</i>	0,37	0,03–1,24	3700,4	7				
<i>M. das.</i>					0,45	0,45		1
В среднем	0,86	0,02–78,3	3874,9	122	1,16	0,05–25,4	4754,7	32

Пр и м е ч а н и е. mean – среднее геометрическое значение; min–max – диапазон значений; SD – стандартное геометрическое отклонение, n – размер выборки.

Интересно, что в группу с наивысшими значениями $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ опять вошли *E. serotinus* и *P. kuhlii*. Возможно это связано с их склонностью к синантропии. Поскольку почти все имеющиеся данные получены из района г. Припять и промышленной зоны ЧАЭС, не исключено, что они в значительной мере охотятся на самых загрязненных участках 3О.

Осторожность этих выводов также базируется на результатах предыдущих исследований мелких птиц и мышевидных грызунов [32, 47, 48]. Как известно, теплокровным с такими размерами тела присущ крайне высокий уровень обмена веществ, а потому текущее содержание радионуклидов сильно зависит от физиологического состояния животных и изменений в поступлении радионуклидов с кормом. Половозрастные отличия, сезонные, территориальные и индивидуальные особенности питания могут самым непосредственным образом сказываться на «загрязнении». Поэтому величина среднего значения будет зависеть от того, какие особи и в каком соотношении составляют совокупную выборку.

Проведенный анализ позволил обнаружить более высокое относительное накопление ^{90}Sr у самок (рис. 5, а), тогда как в отношении накопления ^{137}Cs половые отличия не выявлены. Это совпадает с закономерностями, ранее обнаруженными у мелких птиц и мышевидных ЗО [32, 47], и, очевидно, связано с особенностями физиологии самок в период беременности и кормления детенышей. При рассмотрении возрастных групп проявилась тенденция к относительно высокому накоплению и ^{90}Sr , и ^{137}Cs у сеголеток (см. рис. 5). В данном случае также подтвердилась общеизвестная для млекопитающих закономерность: однозначное превышение в накоплении радионуклидов у неполовозрелых, активно растущих особей. Дальнейшие исследования, с большей выборкой данных, позволят выяснить насколько глубоки и устойчивы эти различия.

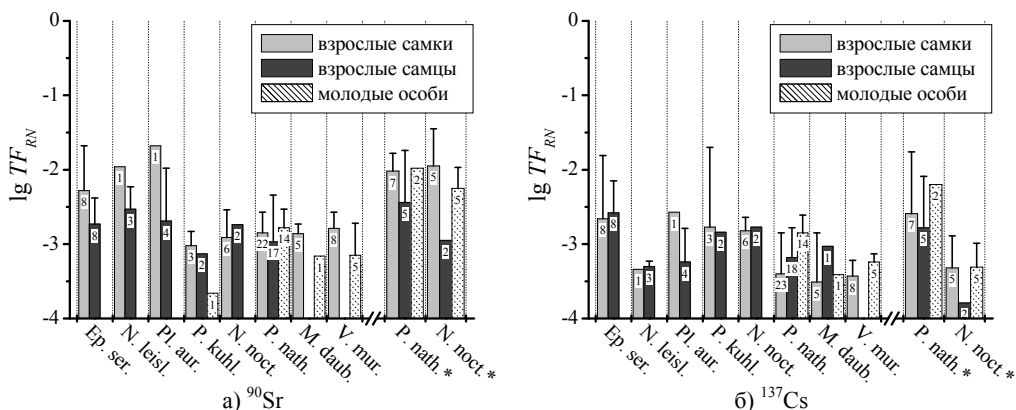


Рис. 5. Относительное накопление радионуклидов у различных половозрастных групп, $\lg TF_{RN}$, среднее геометрическое $\pm$ стандартное геометрическое отклонение, усл. ед. (цифры в колонках – размер выборки, звездочкой отмечены виды, отловленные на относительно «чистых» участках ЗО).

Для общей оценки условий, в которых обитают рукокрылые, представляет интерес сравнение их радиоэкологических показателей с показателями обитающих на том же участке наземных мелких млекопитающих и мелких птиц. Рукокрылые никогда не контактируют с почвой (основным депо радионуклидов) и их кормовой участок достигает сотен и даже многих тысяч метров в диаметре. Степень контакта с почвой у пернатых варьирует в широких пределах, а размеры кормовых участков ненамного меньше, чем у рукокрылых. В то же время грызуны и землеройки всю жизнь проводят на поверхности почвы, и их кормовые участки, как правило, не превышают десятков или сотен метров. Принимая во внимание то, что средний результат по поливидовой выборке зависит от соотношения составляющих ее видов, и то, что загрязнение отдельных видов может существенно отличаться, для данного анализа были выбраны только те виды, чьи TF_{RN} были близки к средним в пределах группы. Среди рукокрылых к таким относятся нетопыри *P. nathusii* и *P. pygmaeus*, среди наземных мелких млекопитающих – мыши рода *Sylvemus* и землеройки рода *Sorex* [47]. Среди птиц к таким относится большая группа насекомоядных, обитающих и кормящихся в кронах деревьев [32: эколого-трофическая группа № 5 в соответствии с принятой в данной работе классифи-

кацией]. Чтобы исключить влияние многолетних и сезонных тенденций, были выбраны только данные за май–август 2004–2009 гг. Для этого анализа были использованы собственные ранее полученные данные, результаты по которым представлены в двух выше упомянутых публикациях.

На примере нескольких участков видно, что если $TF^{90}\text{Sr}$ у птиц составляет 0,0011–0,0055 м²/кг, а $TF^{137}\text{Cs}$ – 0,00024–0,00059 м²/кг, то у рукокрылых – 0,0014–0,0083 м²/кг и 0,00074–0,00371 м²/кг соответственно. Это соответственно в 1,3–1,5 и 3,1–6,2 раз больше, чем у птиц (рис. 6). По этим показателям они ближе к наземным млекопитающим ($TF^{90}\text{Sr}$ – 0,0074–0,013 м²/кг, $TF^{137}\text{Cs}$ – 0,0014–0,0043 м²/кг). Выявленная закономерность выглядит тем более убедительно, что она повторяется повсеместно (хотя первичные данные собирались и независимо друг от друга).

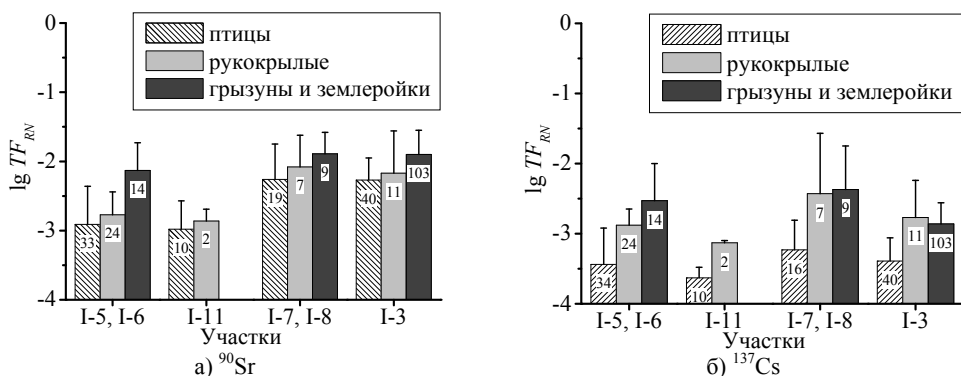


Рис. 6. Относительное накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs у рукокрылых по сравнению с мелкими птицами и мелкими наземными млекопитающими, обитающими на том же участке, усл. ед. (среднее геометрическое $\pm$ стандартное геометрическое отклонение, цифры в колонках – размер выборки).

Если допустить, что «геометрия» рукокрылых (пропорции тела и соотношение массы мягких тканей и скелета) близка к «геометрии» мелких наземных млекопитающих, и применить подходы, ранее использованные при оценке дозовых нагрузок у мышевидных ЗО [31], то можно дать предварительную оценку дозам, которые испытывают рукокрылые. По нашим оценкам, они значительно ниже, чем у наземных мелких млекопитающих. Во-первых, это можно объяснить тем, что рукокрылые обитают вдали от почвы, а потому получают значительно меньшие дозовые нагрузки от внешних источников гамма- и бета-излучения. Во-вторых, из-за относительно низких $TF_{RN}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs рукокрылые накапливают в 1,5–4,4 раза меньше ^{90}Sr и в 1,2–2,3 раза ^{137}Cs и, как следствие, получают гораздо более низкие дозы от инкорпорированных радионуклидов. По предварительным расчетам, там, где плотность выпадений ^{137}Cs и ^{90}Sr превышает доаварийный уровень в 1000 и 700 раз соответственно, суммарные поглощенные дозы у рукокрылых могут достигать 55 мкГр/сут, что лишь на порядок выше доаварийного уровня. Причем это в несколько раз ниже дозовых нагрузок, получаемых на тех же участках наземными млекопитающими [31], и в десятки раз ниже уровня, рекомендованного МАГАТЭ для представителей дикой фауны – 1000 мкГр/сут [49]. Если рассматривать ЗО в целом, то наиболее неблагоприятные в радиационном отношении территории (где суммарная поглощенная доза более чем в 10 раз превышает доаварийные значения) занимают не более 40 % общей площади. Еще более «грязные» участки центральной части ЗО представляют собой малопривлекательный для рукокрылых техногенный ландшафт, монокультурные сосновые насаждения и луга. Таким образом, большая часть ЗО является достаточно благоприятной средой обитания. Следует отметить и то, что в отличие от наземных млекопитающих большинство рукокрылых являются сезонными мигрантами и ежегодно покидают регион на 7–8 месяцев, тем самым, снижая дозовые нагрузки, получаемые за жизнь. Исключе-

чением могут быть только оседлые особи, выбирающие в качестве убежищ постройки ЧАЭС и, возможно, там же зимующие. Прежде всего, это касается синантропных видов *E. serotinus* и *P. kuhlii*.

Заключение

Исследования фауны рукокрылых, выполненные в 2007–2009 гг., позволили установить, что на территории черновыльсской зоны обитает не менее 12 видов: *M. dasycneme*, *M. daubentonii*, *M. mystacinus*, *Pl. auritus*, *N. leisleri*, *N. noctula*, *N. lasiopterus*, *P. pygmaeus*, *P. nathusii*, *P. kuhlii*, *V. murinus* и *E. serotinus*. Четыре из них (*M. dasycneme*, *N. leisleri*, *N. lasiopterus*, *P. kuhlii*) относятся к категории III – «редкие виды» – в соответствии с Красной книгой Украины [50]³. Причем *N. leisleri* и *P. kuhlii* довольно обычны. Не исключается обитание еще четырех видов. Таким образом, большая часть из ареалогически возможной хироптерофауны на территории ЗО уже обнаружена. Такое разнообразие и относительно высокая успешность отловов свидетельствуют, что местные экологические условия (разнообразие биотопов, обилие участков со старыми дуплистыми деревьями, отсутствие рубок и иных видов беспокойства, наличие заброшенных построек) способствуют благоприятному развитию этой группы животных. По крайней мере восемь видов (*Pl. auritus*, *N. leisleri*, *N. noctula*, *N. lasiopterus*, *P. nathusii*, *P. pygmaeus*, *V. murinus*, *E. serotinus*) на этой территории размножается, не исключается это и у *P. kuhlii*. Дополнительная оценка радиоактивного загрязнения и дозовых нагрузок позволяет прийти к выводу, что большинство рукокрылых черновыльсской зоны находятся в значительно более благоприятных радиационных условиях, чем наземные мелкие млекопитающие, хотя по параметрам накопления радионуклидов и превосходят птиц. Таким образом, черновыльсскую зону следует рассматривать как ценный природный резерват, играющий огромную роль в сохранении и преумножении биологического разнообразия (включая и уязвимые виды), а потому требующий безусловной охраны и дальнейших исследований.

Настоящие исследования являются инициативным проектом авторского коллектива, организационно и технически поддержанным Международной радиоэкологической лабораторией Черновыльсского центра по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам и радиоэкологии (директор М. Д. Бондарьков). Радиоэкологию рукокрылых изучали при поддержке Центра по экологии и гидрологии Британского Совета по исследованиям окружающей среды (д-р Н. Бересфорд, Centre for Ecology and Hydrology, Natural Environment Research Council, проект 5/LA/0589). Спектротрические измерения осуществляли при участии сотрудников Международной радиоэкологической лаборатории В. И. Мартыненко, А. М. Максименко и В. М. Максименко. Существенная поддержка также была оказана со стороны компании «Camera Lucida Productions» (Франция). В отловах животных принимали активное участие: С. А. Паскевич, Д. А. Вишневыский, Б. И. Близнюк, Н. А. Овчаренко, Ю. А. Кузнецова, А. С. Гукасова, Д. В. Елагина.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гайченко В. А., Крыжановский В. И., Стовбчатый В. Н. и др. Экологическая обстановка в 30-км зоне ЧАЭС и ее изменения за 3 послеаварийных года // Докл. 2-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. – Чернобыль, 1990. – Т. 6, ч. 3. – С. 4–11.
2. Микитюк А. Ю., Габер Н. А., Полуда А. М. и др. Орнитокомплексы 30-км зоны ЧАЭС и их изменения под влиянием радиационного фактора // Там же. – С. 582–599.

³ В соответствии с новой редакцией Красной книги Украины, издание которой ожидается в конце 2009 г., все обнаруженные на территории ЗО виды попадают под ту или иную охранную категорию.

3. Давидчук В. С., Зарудная Р. Ф., Михели С. В. и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов / Под ред. А. М. Маринича. – К.: Наук. думка, 1994. – 112 с.
4. Балашов Л. С., Гайченко В. А. Прогноз розвитку рослинного покриву та фауністичних комплексів Чорнобильської зони відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1998. – № 11. – С. 17–22.
5. Нифонтова М. Г. Пленум совета АН СССР по проблемам радиобиологии // Экология. – 1987. – № 6. – С. 88–90.
6. Балашев Л. С., Францевич Л. И., Шерстюк Н. И. Состояние объектов природно-заповедного фонда в зоне отчуждения // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 1996. – Вып. 4. – С. 3–12.
7. Балашов Л. С., Гайченко В. А., Францевич Л. И. и др. «Червона книга України» в Зоні відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1999. – № 14. – С. 35–37.
8. Францевич Л. И., Балашов Л. С. Чи оголошувати зону відчуження і зону безумовного (обов'язкового) відселення заповідником? // Там же. – 1997. – № 10. – С. 21–26.
9. Гацук С. П. «Заповедные проблемы» Чернобыльской зоны // Заповідна справа в Україні. – 2006. – Т. 12, вип. 2. – С. 83–90.
10. Гацук С. П., Вишневський Д. О., Заліський О. О. Фауна хребетних тварин Чорнобильської зони як передумова створення заповідних об'єктів на її території // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2006. – № 1(27). – С. 57–65.
11. Boyle P., Dietz M. Development of good practice guidelines for woodland management for bats // English Nature Research Reports No 661. September 2005. Commissioned by: The Bat Conservation Trust. ISSN 0967-876X. – 2005. – 90 p.
12. Конвенція про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Берн, 1979 р.). – К.: Вид-во Мінекобезпеки України, 1998. – 76 с.
13. Конвенція про збереження мігруючих видів диких тварин (Бонн, 1979 р.). – К.: Вид-во Мінекобезпеки України, 1998. – 16 с.
14. Agreement on the Conservation of Populations of European Bats – EUROBATS, 1991. – http://www.eurobats.org/documents/agreement_text.htm.
15. The Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro, June 5, 1992. – <http://www.cbd.int/convention/convention.shtml>.
16. Гацук С. П., Вишневський Д. О., Заліський О. О. Фауна хребетних тварин Чорнобильської зони відчуження (Україна). – Славутич: Вид-во ЧЦПЯБВР, 2006. – 100 с.
17. Clark D. R. Jr. Bats and environmental contaminants: a review // U.S. Fish and Wildlife Service Special Scientific Report-Wildlife No. 235. Washington D.C. –1981. – 27 p.
18. Martin D. B. Contaminant studies on endangered bats in Northeastern Oklahoma // U.S. Fish and Wildlife Service, Oklahoma Ecological Services Field Office, Tulsa, 1992. – 16 p.
19. Gerell R., Lundberg K. G. Decline of a bat *Pipistrellus* in an industrialized area in south Sweden // Biological Conservation. – 1993. – Vol. 65. – P. 153–157.
20. O'Shea T. J., Clark D. R. Jr., Boyle T. P. Impacts of mine-related contaminants on bats // Alton, IL; Carbondale, IL: U.S. Department of Interior, Office of Surface Mining and Coal Research Center, Southern Illinois University. – 2000. – P. 280–282.
21. Clark D. R. Jr., Shore R. F. Chiroptera // Ecotoxicology of Wild Mammals (Ed. by R. F. Shore and B. A. Rattner). – London: John Wiley & Sons, Ltd., 2001. – P. 159–214.
22. King K. A., Velasco A. L., Record J. A. et al. Contaminants in bats roosting in abandoned mines at Imperial National Wildlife Refuge, Arizona 1998–1999 // U.S. Fish and Wildlife Service. Arizona Ecological Services Field Office report. Phoenix. – 2001. – 33 p.
23. Rachwald A., Wodecka K., Malzahn E. et al. Bat activity in coniferous forest areas and the impact of air pollution // Mammalia. – 2004. – Vol. 68 (4). – P. 445–453.
24. Walker L. A., Simpson V. R., Rockett L. et al. Heavy metal contamination in bats in Britain // Environmental Pollution. – 2007. – Vol. 148 (2). – P. 483–490.
25. Тарасов О. В., Покаржевський А. Д., Мартюшов В. З. Перенос радионуклидов летучими мышами // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – С. 347–353.
26. Заузолков Д. А., Лунева А. С. Формирование рукокрылыми локальных очагов радиоактивного загрязнения // Сб. тез. X Междунар. молодежной науч. конф. «Полярное сияние 2007»: Ядерное бу-

- дуще: безпека, економіка і право. – 2007. – http://www.polar.mephi.ru/ru/conf/2007/3_ecology/3_zauzolkov.html.
27. Hall D. B., Warren R. W., Greger P. D. Radionuclides in Bats Using a Contaminated Pond on the Nevada Test Site, USA // National Security Technologies, Las Vegas, NV. – 2007. – <http://www.wbwg.org/business/newsletter/WBWGNews-Spring2007.pdf>.
 28. Кучма М. Д., Архипов А. М., Туханов Е. К. та ін.. Оцінка стану і забруднення фітобіоресурсів Зони відчуження // Докл. науч.-практ. конф. «Наука - Чернобыль-97» (Киев, 10–12 февраля 1998 г.). – К., 1998. – С. 95–107.
 29. Влащенко А. С. Пластиковая ловушка для отлова дендрофильных видов рукокрылых // Plesous et al. – 2004. – № 7. – С. 3–6.
 30. Влащенко А. С., Гукасова А. С. Разработка метода инвентаризации видового состава и структуры населения рукокрылых // Заповідна справа в Україні. – 2009. – Т. 15, вип. 1. – С. 49–57.
 31. Маклюк Ю. А., Гащак С. П., Максименко А. М. и др. Величина и структура дозовых нагрузок у мелких млекопитающих Чернобыльской зоны через 19 лет после аварии // Ядерная физика та енергетика. – 2007. – № 3 (21). – С. 81–91.
 32. Гащак С. П., Маклюк Ю. А., Максименко А. М. и др. Особенности радиоактивного загрязнения мелких птиц в Чернобыльской зоне в 2003–2005 годах // Радиобиология. Радиоэкология. – 2008. – Т. 48, вып. 1. – С. 28–47.
 33. Jones G., Parys S. M. Bimodal echolocation in pipistrelle bats – are cryptic species present? // Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences, 1993. – Vol. 251. – P. 119–125.
 34. Barrat E. M., Deaville R., Burland T. M. et al. DNA answers the call of pipistrelle bat species // Nature, 1997. – Vol. 387. – P. 138–139.
 35. Mayer F., Helvesen O. Cryptic diversity in European bats // Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences. – 2001. – Vol. 268. – P. 1825–1832.
 36. Курскоп С. В. К распространению нетопырей комплекса *Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus* (Chiroptera, Vespertilionidae) в России // Plesous et al. – 2007. – № 10. – С. 36–46.
 37. Schofield H. A guide to the identification of pipistrelle bats. – 2002. – 8 p. – http://www.vwt.org.uk/publications/pip_identification.pdf.
 38. Helvesen O., Holdereid M. Zur Unterscheidung von Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) und Muckenfledermaus (*Pipistrellus mediterraneus/pygmaeus*) im Feld // Nyctalus (N.F.). – 2003. – Vol. 5. – P. 420–426.
 39. Сребродольська С. Б., Дикий І. В., Мисюк В. О. Теріофауна Шацького Національного природного парку // Ученые записки Таврического национального университета. Сер. Биология, химия. – 2004. – Т. 17 (56), № 2. – С. 134–143.
 40. Годлевська Е. В. Сучасний стан рукокрилих фауни України в умовах антропогенної трансформації середовища: Автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.08 / НАН України. – К., 2006. – 24 с.
 41. Абеленцев В. І., Підоплічко І. Г., Попов Б. М. Ссавці: Загальна характеристика ссавців. Комахоїдні, Кажани // Фауна України. – К.: АН УРСР, 1956. – Т. 1, вип. 1. – 448 с.
 42. Миропольський В. Осіння знахідка *Eptesicus nilssonii* на Київщині // Міграційний статус кажанів в Україні / За ред. І. Загороднюка. – К.: Українське теріологічне товариство, 2001. – С. 114. (Novitates Theriologicae. Pars 6).
 43. Загороднюк І., Годлевська Л., Тищенко В. и др. Кажани України та суміжних країн: керівництво для польових досліджень. – К., 2002. – 110 с. – (Сер. Праці Теріологічної школи, вип. 3).
 44. Hutter R., Ivanova T., Meyer-Cord Ch. et al. Bat migrations in Europe: A review of banding data and literature. – Bonn: Federal Agency for Nature Conservation, 2005. – 177 p.
 45. Годлевська Л. Лилики та пергачі: *Vespertilio* et *Eptesicus* // Міграційний статус кажанів в Україні / За ред. І. Загороднюка. – К.: Українське теріологічне товариство, 2001. – С. 73–76 (Novitates Theriologicae. Pars 6).
 46. Кашипаров В. О. Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний період // Зб. наук праць НАН України: Чорнобиль. Зона відчуження. – К.: Наук. думка, 2001. – С. 11–46.
 47. Baryakhtar V.G., Bondarkov M.D., Gaschak S.P. et al. Problems in small mammals radioecology // Environmental Sciences and Pollution Research. – 2003. – Spec. Iss. No 1. – P. 95–106.
 48. Маклюк Ю. А., Максименко А. М., Гащак С. П. и др. Многолетняя динамика радиоактивного загрязнения (^{90}Sr , ^{137}Cs) мелких млекопитающих в Чернобыльской зоне // Экология. – 2007. – Т. 38 (3). – С. 198–206.

49. *Effects of ionising radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards* // International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 332. – Vienna: IAEA, 1992.
50. *Червона книга України. Тваринний світ* / За ред. М. М. Щербака. – К.: Укр. енцикл., 1994. – 464 с.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ФАУНИ ТА РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ РУКОКРИЛИХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ У 2007–2009 рр.

С. П. Гащак, А. С. Власенко, О. В. Наглов

У 2007–2009 рр. у чорнобильській зоні проведено дослідження рукокрилих з прижиттєвою оцінкою вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs у тілі. Ідентифіковано 1352 особини 12 видів (*Myotis daubentonii*, *M. mystacinus*, *Plecotus auritus*, *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus pygmaeus*, *P. nathusii*, *Vespertilio murinus*, *Eptesicus serotinus*, а також чотири «червонокнижних»: *Myotis dasycneme*, *Nyctalus leisleri*, *N. lasiopterus*, *Pipistrellus kuhlii*). Домінують *P. nathusii* (31,7 %) і *N. noctula* (26,6 %), субдомінанти – *P. pygmaeus* (19,4 %) і *N. leisleri* (9,5 %). Забруднення тварин у середньому залежить від забруднення місцевості й варіює в межах трьох порядків величини, досягаючи 64–151 Бк/г поблизу ЧАЕС. Розглянуто видові, статеві-вікові та територіальні аспекти. Відзначено, що рукокрилі мають більш високе забруднення порівняно з птахами, але на порядок менше за мишоподібних гризунів. У цілому стан фауни рукокрилих оцінено як сприятливий, що пов'язано з високим природоохоронним значенням регіону.

Ключові слова: чорнобильська зона відчуження, рукокрилі, фауна, радіаційна екологія, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

STUDY RESULTS OF BATS FAUNA AND ITS RADIOACTIVE CONTAMINATION IN CHERNOBYL EXCLUSION ZONE IN 2007–2009

S. P. Gashchak, A. S. Vlaschenko, A. V. Naglov

In 2007–2009 the fauna of bats was studied in the Chernobyl zone, including live-estimation of ^{90}Sr and ^{137}Cs content in their body. Total 1,352 animals of 12 species were identified (*Myotis daubentonii*, *M. mystacinus*, *Plecotus auritus*, *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus pygmaeus*, *P. nathusii*, *Vespertilio murinus*, *Eptesicus serotinus*, as well as four Ukrainian “red list” species: *Myotis dasycneme*, *Nyctalus leisleri*, *N. lasiopterus*, *Pipistrellus kuhlii*). Dominants are *P. nathusii* (31,7 %) and *N. noctula* (26,6 %), subdominants – *P. pygmaeus* (19,4 %) and *N. leisleri* (9,5 %). Contamination of the bats in average depends on the lands contamination and varies within 3 orders of magnitude, reaching 64–151 Bq/g near ChNPP. Species specific, sex-age and territorial aspects were considered. Noted that the bats have higher contamination than birds, and on an order lesser than rodents. In summary, state of the bats fauna was assessed as successful, due to high nature protective importance of the region.

Keywords: Chernobyl exclusion zone, bats, fauna, radiation ecology, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

ОСНОВНЫЕ АСПЕКТЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КРУПНЫХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ

С. П. Гащак

*Международная радиэкологическая лаборатория,
ГНПО «Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам и радиэкологии», Славутич*

В аналитическом обзоре дана характеристика многолетней динамики и особенностей накопления ^{137}Cs у охотничье-промысловых животных чернобыльской зоны Украины, Беларуси и России. Показано, что загрязнение животных преимущественно зависит от текущего рациона и биодоступности радионуклида в данном регионе и в данный период времени. Относительно зимнего периода наибольшее загрязнение отмечено у дикого кабана, а наименьшие у лося. Показано, что сезонные изменения загрязнения видоспецифичны и разнонаправлены. Например, загрязнение кабана повышается с осени по весну, а у косули понижается, затем имеют место обратные процессы. Амплитуда изменений в зависимости от вида и региона достигает от нескольких до десятков раз. С момента аварии загрязнение животных снизилось на порядок и, прежде всего, за счет снижения биодоступности ^{137}Cs . Наиболее существенное снижение произошло в первые 5 лет. В многолетней перспективе основным фактором снижения будет распад ^{137}Cs .

Ключевые слова: чернобыльская зона, дикий кабан, европейская косуля, лось, волк, радиоактивное загрязнение, ^{137}Cs .

Введение

Проблема последствий Чернобыльской аварии для охотничьего хозяйства Украины, Белоруссии и России приобрела большое значение уже в 1986 г. Во-первых, было известно, что дикие млекопитающие отличаются более высокими показателями накопления радионуклидов, чем сельскохозяйственные аналоги на той же территории [1, 2]. Во-вторых, радиационному загрязнению подверглись регионы, где охотничий промысел относился к категории традиционных и популярных видов деятельности. И, наконец, техногенная радиационная авария с такими масштабами произошла впервые, а потому любые знания имели несомненную ценность. Целенаправленные исследования охотничьей фауны начались на территории Белоруссии уже в первые месяцы после аварии, охватили всю территорию и продолжались не менее 7 лет, в дальнейшем их проводили лишь в нескольких регионах белорусской «чернобыльской зоны» [3–7]. В Украине и России подобные исследования проводили лишь в рамках кратковременных и небольших по масштабам проектов [8–12]. Тем не менее, общий объем информации, накопленный за все годы после аварии, был небольшим: в совокупности он составляет не более 3000 первичных данных по 14 видам млекопитающих (от ондатры до лошади Пржевальского). Это не в коей мере не может сравниться с тысячами только копытных, проанализированных в Западной Европе уже в первые годы после аварии [13–15]. О большинстве видов, обитающих в чернобыльских зонах Украины, Беларуси и России опубликованы лишь фрагментарные данные, и только особенности радиэкологии дикого кабана, европейской косули и лося получили более или менее полное описание. Однако даже наиболее детальные исследования, по сути, касались лишь отдельных регионов Полесья и отдельных периодов после аварии. Тем не менее, они представляют огромную научную и практическую ценность, и их обобщение было бы крайне полезным. Во-первых, это предоставило бы возможность увидеть, что же происходило на протяжении всех 20 лет непосредственно в чернобыльской зоне. Во-вторых, позволило бы описать тенденции и закономерности, независимо от специфики отдельных регионов. В-третьих, позволило бы определить, существуют ли какие-либо особенности, отличающие крупных млекопитающих от других животных,

обитающих в условиях радиоактивного загрязнения среды. И, наконец, такой анализ предоставил бы возможность для прогноза дальнейшей ситуации.

В настоящей работе предпринята попытка такого аналитического обзора. За основу взяты собственные и литературные данные о накоплении ^{137}Cs в мышцах животных. Вопросы накопления ^{90}Sr и других радионуклидов в данной работе не обсуждаются ввиду малочисленности существующей информации.

Результаты и обсуждение

Общая характеристика загрязнения животных. Одной из наиболее заметных особенностей радиоактивного загрязнения диких млекопитающих, относящихся к охотничье-промысловой фауне, является огромный, до трех порядков величины, диапазон вариации значений, отмечаемый всеми авторами. Причем размеры такой вариации отмечены и на участках, где вариация загрязнения почвы (D_{RN}) не превышала 10-кратный значений. Так, в Полесском радиационно-экологическом заповеднике Беларуси значения удельной активности (C_{RN}) ^{137}Cs в мышцах животных отличались от 5 до 470 раз (табл. 1). Такая же картина установлена и на территории чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗ) Украины (табл. 2). При этом диапазоны значений C_{RN} , установленные на участках с различными радиационными условиями, как правило, перекрываются. Тем не менее, зависимость средних значений C_{RN} от средних значений D_{RN} отмечена всеми исследователями. На наиболее загрязненных участках максимальные значения C_{RN} ^{137}Cs в мышцах копытных достигали 10^2 кБк/кг, а по некоторым сообщениям и свыше 4300 кБк/кг [16], что в сотни тысячи раз превышало доаварийные уровни.

Таблица 1. Диапазон и среднее значение (в скобках) C_{RN} ^{137}Cs в мышцах копытных в 1991–2004 гг. в трех районах Гомельской области Беларуси (по [7])

Условный район	D_{RN} ^{137}Cs , МБк/м ²	Удельная активность ^{137}Cs в мышцах, кБк/кг		
		Кабан	Косуля	Лось
Зона отчуждения	1,10–8,18	1,40–661,0 (77,6)	0,85–181,3 (22,6)	2,66–26,4 (7,08)
Зона отселения	0,19–1,48	0,29–105,0 (10,7)	2,89–9,61 (8,26)	0,19–5,70 (2,66)
Контрольный район	0,02–0,037	0,11–1,54 (0,51)	0,06–2,84 (0,76)	0,18–0,92 (0,44)

Примечание. Здесь и далее по тексту D_{RN} – плотность загрязнения территории радионуклидом, МБк/м².

Таблица 2. Диапазон и среднее значение (в скобках) C_{RN} ^{137}Cs в мышцах копытных в 1992–1995 гг. в трех условных районах ЧЗ (собственные данные)

Условный район	Кабан		Косуля	
	D_{RN} ^{137}Cs , МБк/м ²	Мышцы, кБк/кг	D_{RN} ^{137}Cs , МБк/м ²	Мышцы, кБк/кг
Север и центр	0,63–8,94	0,17–160,0 (23,0)	1,32–9,21	0,83–266,0 (68,1)
Запад	0,25–1,48	0,53–7,80 (3,20)	0,50–1,84	0,31–42,9 (11,4)
Юг	0,06–0,59	0,12–16,6 (3,12)	0,05–0,31	0,03–141,4 (7,10)

Такая зависимость позволяет провести дополнительный анализ, объединив все данные через расчет относительной величины – коэффициента перехода ^{137}Cs в цепи «почва – животное» – как отношение удельной активности радионуклида в мышцах животного к плотности загрязнения территории, на которой оно было добыто ($TF_{RN} = (\text{кБк/кг})/(\text{кБк/м}^2) = \text{м}^2/\text{кг}$). Эта величина позволяет сравнивать данные, полученные в регионах с различным уровнем загрязнения местности. К сожалению, такой анализ почти отсутствует в литературе. Более того, авторы исследований, как правило, анализируют динамичное и меняющееся со време-

нем загрязнение животных без учета того факта, что радиоактивное загрязнение среды также меняется: за счет распада радионуклида и изменения его биологической доступности.

Если использовать этот показатель, то видно, что более высокие значения $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ существуют у копытных, обитающих на участках, удаленных от центральной части ЧЗ (рис. 1 и [17]). Эта особенность является характерной для региона и поясняется характером распределения различных форм радиоактивных выпадений (конденсационной и топливной) [18]: в центральной части зоны и на ближних к ней участках траекторий радиоактивных следов преобладали относительно крупные частицы диспергированного ядерного топлива и реакторных конструкционных материалов, которые при очень высокой удельной активности характеризуются низкой биологической доступностью радионуклидов. А потому снижение значений $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ в центральных участках ЧЗ отмечено у многих организмов [19, 20].

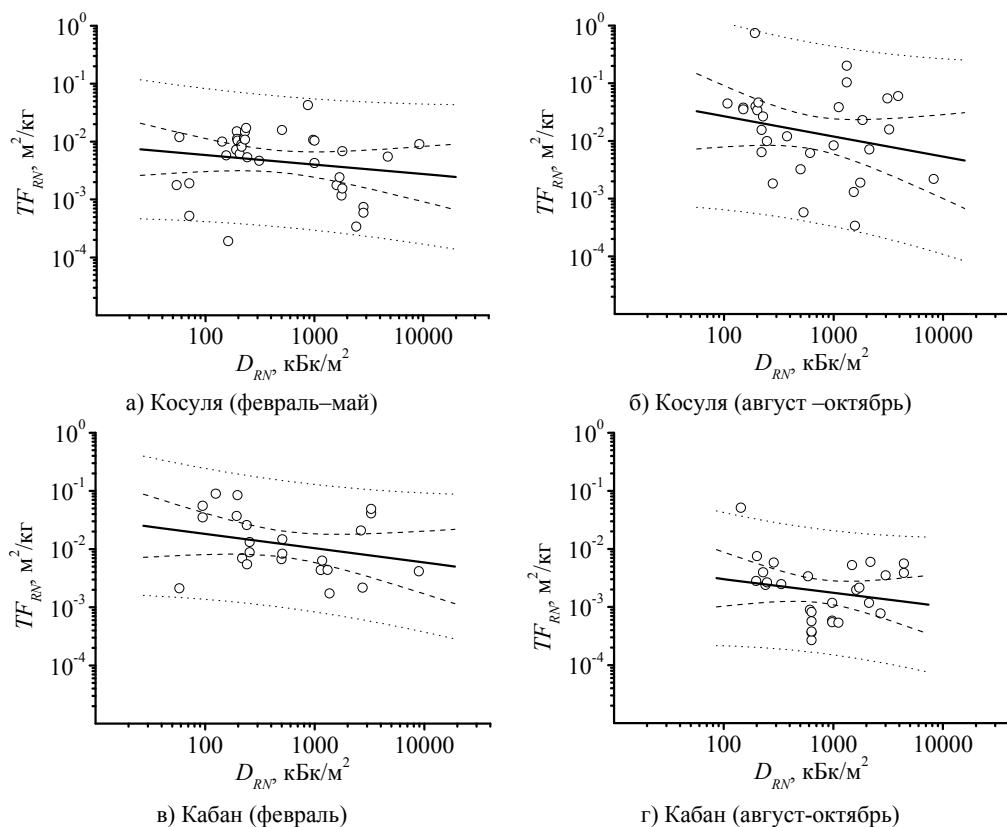


Рис. 1. «Зависимость» $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ у копытных от плотности загрязнения территории (правильнее – от соотношения форм радиоактивных выпадений, пояснение в тексте). Представлено по сезонам.

Аналогичную закономерность можно обнаружить, если трансформировать данные о загрязнении лесей, кабанов и косуль на правобережном Наровлянском и левобережном Хойницком участках Полесского радиационно-экологического заповедника [21]. Если исходить из соотношения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и схемы распределения этого соотношения по территории ЧЗ [22], то на правобережном участке заповедника радиоактивные выпадения представлены преимущественно конденсационной формой, поэтому, несмотря на 3–7-кратно более низкие значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ в мышцах, TF_{RN} радионуклида на этом участке во столько же раз выше (табл. 3).

В опубликованных работах обычно приводятся средние арифметические значения C_{RN} , рассчитанные для животных, добытых в пределах неких условных регионов. При этом упускается из внимания, что частотное распределение C_{RN} , как правило, отличается от нормального, имея значительную асимметрию. Как следствие, приводимые средние заметно превышают средневзвешенные (геометрические) значения. Между тем даже на ограниченных по площади территориях и в пределах одного сезона, частотное распределение $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ ближе к логнормальному (рис. 2 и [16]).

Таблица 3. Сравнение параметров загрязнения местности и животных на Наровлянском и Хойницком участках Полесского радиационно-экологического заповедника в 1992 г. (рассчитано по данным: [21])

Участок	C_{RN} , кБк/кг			TF_{RN} , (кБк/кг)/(кБк/м ²)		
	Лось	Кабан	Косуля	Лось	Кабан	Косуля
Наровлянский, 820 кБк/м ²	5,28	7,48	21,7	0,00645	0,00913	0,02650
Хойницкий, 17320 кБк/м ²	14,6	51,5	60,7	0,00084	0,00297	0,00350
Отличие между участками	0,36	0,15	0,36	7,65	3,07	7,56

Примечание. При сравнении использованы средние геометрические значения плотности загрязнения территории, прилегающей к населенным пунктам, обозначенным в данной работе.

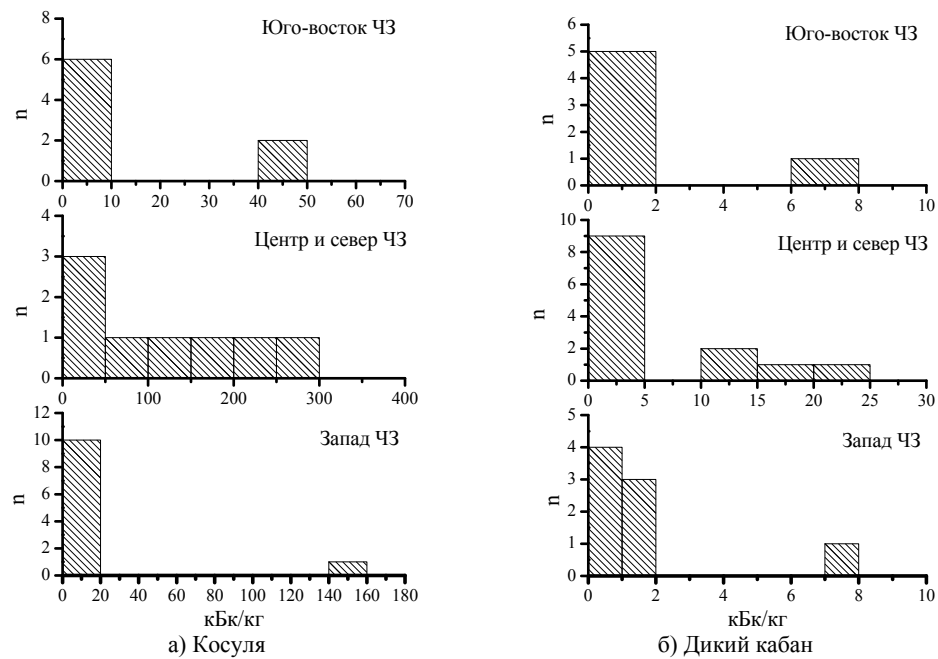


Рис. 2. Частотное распределение значений $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ у кабанов и косуль на условных участках ЧЗ в августе–октябре 1992–1995 гг.

Причины большой вариации загрязнения животных, указываются одни и те же: гетерогенность распределения радиоактивных выпадений, территориальные перемещения животных, сезонная изменчивость рациона, видовые особенности питания и половозрастные особенности накопления радионуклидов. Тем не менее, доказательства этих тезисов часто отсутствуют либо их проверка не дает результата. Например, А. В. Гулаков и К. Ф. Саевич не обнаружили отличий в накоплении радионуклидов между половозрастными группами копытных [7]. Однако если судить по материалам этой публикации, авторы, во-первых, срав-

нивали средние арифметические значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$, а во-вторых, объединяли данные за разные сезоны и для участков с разными радиационными условиями. Но даже более корректный подход не дает убедительного ответа, если выборка животных недостаточно велика. Так, мы в своей работе использовали не абсолютную, а относительную величину TF_{RN} (ее логарифм), и каждый сезон рассмотрели отдельно, однако при размере выборки от 1 до 14 особей (в среднем 5,4 особи) достоверность половозрастных отличий не установлена, хотя определенные тенденции были (табл. 4). В частности, у кабанов сеголетки в весенне-летний период отличались более низким накоплением радионуклида, чем взрослые особи, и только осенью и зимой их загрязнение приближалось к значениям остальных. Взрослые самки также демонстрируют несколько отличный тренд, прежде всего выражающийся в более высоком загрязнении зимой и более низком осенью, чем в среднем по популяции. В целом же сезонные изменения в загрязнении всех групп проходят достаточно синхронно.

Таблица 4. Сезонные изменения $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ ($\lg(TF \times 10)$) у дикого кабана и косули различных половозрастных групп, среднее $\pm$ стандартная ошибка (в скобках - выборка)

Группа	Февраль		Май	Август	Октябрь
	Без снежного покрова	Со снежным покровом			
Кабан					
Особи до 1 года	1,98 ± 0,30 (4)	2,11 ± 0,33 (3)	1,31 ± 0,16 (3)	0,74 (1)	1,62 ± 0,44 (4)
Самки старше 1 года	2,49 ± 0,16 (3)	2,47 ± 0,22 (5)	1,72 ± 0,22 (7)	1,36 ± 0,13 (7)	0,90 ± 0,16 (6)
Самцы старше 1 года	1,80 ± 0,11 (7)	1,24 (1)	1,79 ± 0,17 (10)	1,27 ± 0,21 (4)	1,39 ± 0,18 (6)
Все группы	2,00 ± 0,12 (14)	2,21 ± 0,20 (9)	1,69 ± 0,12 (20)	1,28 ± 0,11 (12)	1,26 ± 0,15 (16)
Косуля					
Особи до 1 года	1,47 ± 0,32 (4)	1,81 ± 0,29 (3)	1,74 ± 0,19 (4)	1,86 ± 0,44 (3)	2,53 ± 0,25 (7)
Особи старше 1 года	1,56 ± 0,24 (6)	1,88 ± 0,22 (5)	1,64 ± 0,16 (14)	2,22 ± 0,25 (7)	1,96 ± 0,27 (11)
Все группы	1,53 ± 0,18 (10)	1,85 ± 0,16 (8)	1,66 ± 0,13 (18)	2,11 ± 0,22 (10)	2,18 ± 0,20 (18)

Сезонная динамика загрязнения. Зависимость загрязнения диких копытных от сезонов года является наиболее очевидной закономерностью, причем у дикого кабана и косули сезонные изменения имеют разнонаправленный характер. По нашим данным, в период с августа по февраль средние геометрические значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ в мышцах кабана увеличивались до 8,5 раз, тогда как у косуль уменьшались в 4,5 раза. Причем дисперсионный анализ показал, что влияние этого фактора намного превышает влияние уровней загрязнения местности [8].

Аналогичную сезонную закономерность отметили и другие исследователи (табл. 5). Причем более частый пробоотбор позволяет выявить и другие периоды увеличения и снижения «загрязнения» животных. Так, согласно данным И. Т. Гулика [11], минимальные средние значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ у дикого кабана бывают не только в октябре, но и в апреле, тогда как максимальные – не только в декабре–феврале, но и в начале июля. А по данным З. М. Шелест [10], 5–10-кратные изменения среднего загрязнения животных могут произойти всего за

один месяц. Сообщения о такой вариации среднего загрязнения, в общем, совпадают с описаниями сезонной динамики накопления ^{137}Cs у косуль в южной Германии [13].

Таблица 5. Удельная активность ^{137}Cs в мышцах дикого кабана в различные сезоны года, кБк/кг (по [7])

Условный район	Зима		Лето	
	mean $\pm$ SE	n	mean $\pm$ SE	n
Зона отчуждения	84,2 $\pm$ 27,4	35	10,4 $\pm$ 4,2	5
Зона отселения	21,1 $\pm$ 5,5	23	5,6 $\pm$ 1,3	19
Контрольный район	1,3 $\pm$ 0,6	18	0,3 $\pm$ 0,1	10

Примечание. n – размер выборки, mean – среднее значение, SE – стандартная ошибка.

Межвидовые отличия. Согласно результатам многочисленных исследований, животные разных видов, обитающие на одной и той же территории, как правило, отличаются по параметрам радиоактивного загрязнения. Однако, ранжирование животных отличается. Так, в соответствии с результатами исследований в Белоруссии в 1986–1994 гг., охотничьи виды млекопитающих выстроены в следующий убывающий ряд по величине $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ в мышцах: кабан > волк > лиса > косуля > лось > норка > выдра [3, 23]. Но в другой работе, тоже выполненной в Белоруссии приблизительно в тот же период (1990–1994) [4], животные расположены несколько в ином порядке: кабан – 73,8 кБк/кг (n = 7), косуля – 35,1 (n = 8), лиса – 26,8 (n = 2), волк – 19,9 (n = 3), лось – 4,68 (n = 7). В том же регионе, но только в 1992 году, был получен еще один ряд [21]: кабан (молодняк) – 936,3 кБк/кг (n = 7), волк – 139,2 (n = 20), лиса – 65,1 (n = 14), косуля – 60,7 (n = 8), кабан (взрослый) – 51,5 (n = 16), лось – 14,6 (n = 16). Как минимум, различные авторы указывают, что кабаны «грязнее» косуль, а лоси самые «чистые», хотя есть и такие работы, в которых отличия между кабанами и косулями не обнаружены [12, 24]. Например, указывается, что кабаны, косули и волки имеют схожий порядок загрязнения, и только лоси в два раза чище [24].

Определенное влияние на межвидовые отличия в накоплении ^{137}Cs могут оказывать и средние размеры тела (уровень метаболизма) животных. Во всяком случае, отличия между свиньями, козами и коровами в лабораторных экспериментах давно установлены [25]: чем мельче животное, тем выше накопление ^{137}Cs в его организме. Однако у диких копытных, которые имеют абсолютно различный рацион и живут в условиях многофакторного влияния, такие закономерности вряд ли могут быть обнаружены.

Следует заметить, что варьируют не только результаты исследований, но и условия получения первичной информации. Поскольку загрязнение животных зависит от особенностей текущего рациона и биодоступности радионуклида в данном регионе и в данный период времени, то сравнение видов вне связи с конкретным сезоном и регионом лишено смысла. К сожалению, не во всех публикациях упоминается об этих обстоятельствах. Можно только предположить, что большая часть информации имеет отношение к зимнему сезону, поскольку только в этот период разрешена охота на территории Беларуси, Украины и России. Если это так, то по совокупности данных в зимний период, действительно, наиболее «грязным» представителем охотничьей фауны является дикий кабан. Все исследователи это связывают с роющим способом добычи кормов. К категории наиболее «чистых» копытных относят лосей, поскольку они питаются исключительно древесным кормом. По-видимому, к таким же «чистым» следует относить и благородных оленей, имеющих с лосями схожую кормовую базу, а также – околотовных хищников (норку, выдру), трофически связанных с водой, более «чистой» средой, чем суша.

Влияние рациона на величину загрязнения. Признавая ведущую роль кормовых объектов в загрязнении диких животных, некоторые исследователи провели оценку, как состава рациона, так и радиоактивного загрязнения отдельных объектов. Наиболее полно это изучено у дикого кабана [5, 7, 11, 27] и косули [5, 7, 10, 28, 29] и в меньшей степени – у лося

[5, 7, 29]. Ниже рассмотрены те публикации, которые построены на анализе содержимого желудков.

В работе [10] проанализировано 48 рубцов косули, полученных на севере Житомирской области и отражающих изменение спектра питания в течение всего года. Параллельно было оценено радиоактивное загрязнение (^{137}Cs) кормовых объектов и вклад отдельных компонентов в общее поступление радионуклида с рационом. Было показано, что отмечаемое в осенний период резкое (в 7–11 раз) повышение загрязнения организма связано с увеличением в рационе доли молодых побегов осины и дуба, суммарное загрязнение которых составляет до 48 % ^{137}Cs от общего суточного поступления, а также – с поеданием кустарничков вереска (21 %) и черники (13 %), также содержащих высокое количество радионуклида.

В подобных исследованиях дикого кабана [11] проанализировано содержимое 108 желудков. Автор связывает максимальное загрязнение животного с переходом к преимущественно роющему кормодобывающему поведению, наблюдаемому в середине июля после периода активного поедания корней болотных растений (тростник, рогоз, камыш и т.п.) и в декабре–феврале, когда кабаны преимущественно едят подземные части растений. Минимальное загрязнение животных отмечено в сентябре–октябре, после периода, когда в их рационе доминировали плоды фруктовых деревьев и злаковые культуры, а также в начале апреля.

Более подробно эта тема изложена в работах [5, 7]. На большой выборке животных (кабан – $n = 41$, косуля – $n = 16$, лось – $n = 13$), добытых в зимний период 1994–2000 гг., были рассмотрены состав рациона (по содержимому желудка/рубца), накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в кормовых объектах, а также было рассчитано суточное поступление радионуклидов с рационом, с оценкой вклада отдельных компонентов. Кроме того, аналогичный анализ был проведен и по отношению к кабанам, добытым в летний период ($n = 15$). Исследователи показали, что средние значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ в зимнем рационе кабана в 2,7 раза превышают таковые у косули и в 5,5 раз у лося, однако относительно количества съеденного корма и размеров тела суточное поступление радионуклида на 1 кг массы кабана лишь немногим превышает таковое у косули, и в 4,7 раз выше, чем у лося.

Основной причиной, определяющей такое высокое содержание ^{137}Cs в рационе кабана, названа добыча подземных органов растений (до 75 % от общей массы рациона), особенно таких, как ослинник двулетний (до 26,3 % от массы общего рациона и 40 % от суточного поступления ^{137}Cs), дрок красильный (11,6 % и 13,3 % соответственно), пырей ползучий (9,7 и 8,2 % соответственно). По мнению авторов этой работы, почва хотя и обычный компонент содержимого желудка, но ее количество (2 %) и вклад в загрязнение рациона (1,9 %) не очень высокие. Что же касается косули, то ее зимний рацион преимущественно состоит из молодых побегов, почек и коры деревьев (осина 21 %, ива 23 %, сосна 10 %), а также кустарничков черники (15 %). Однако основное поступление ^{137}Cs определяется поеданием кустарничков черники (58,6 % от суточного поступления), побегов сосны (до 13 %), и в меньшей степени осины и ивы (по 6 %). У лося зимний рацион состоит исключительно из молодых побегов и коры осины (39 %), ивы (31 %), березы (14 %) и сосны (16 %). При этом наибольший вклад в суточное поступление ^{137}Cs определяет поедание побегов и коры сосны (41 %), в двое меньше – поедание побегов осины (23 %) и березы (20 %). По данным этих же исследователей, у дикого кабана, обитающего в районах, где живет человек, основным компонентом летнего рациона становятся злаковые культуры и дикie травы, которые дополняют плоды фруктовых деревьев. В совокупности они снижают суточное поступление ^{137}Cs до 38 раз по сравнению с зимним периодом.

Еще одно достаточно полное исследование питания дикого кабана ($n = 73$) и косули ($n = 66$) было осуществлено в 1992–1995 гг. в ЧЗ в рамках международного проекта ЕСР-5 [26], результатом которого стало описание сезонной динамики состава рациона [27, 28] и загрязнения животных [8, 9]. В целом полученные результаты напоминают итоги работы белорусских ученых (см. выше). Но поскольку в ЧЗ отсутствуют сельскохозяйственные растения, сезонная динамика загрязнения животных имела меньшую амплитуду. Кроме того, от-

мечены более высокая роль заглатываемой почвы в загрязнение диких кабанов (по сравнению с данными [11]), а также ведущая роль грибов в повышении загрязнения козуль в летне-осенний период.

Многолетние тенденции в загрязнении животных. Для оценки многолетних тенденций в радиоактивном загрязнении охотничьей фауны необходимо, чтобы исследования проводились систематически и единообразно на одной и той же территории в течение всех лет после аварии. Однако такие работы практически отсутствуют. Наиболее полная информация получена только для первых лет после аварии на территории Белоруссии [3, 7]. Однако ее представление выполнено преимущественно в виде обобщающих заключений с демонстрацией малоинформативных диаграмм и графиков. По данным этих авторских коллективов, накопление «гамма-излучающих радионуклидов» в теле охотничьих видов животных упало до 15–50 раз в период с 1986 по 1995 г. Особенно значительное снижение отмечено у дикого кабана, а также у других видов, обитающих на самых «загрязненных» территориях. В охотсезоны 1989–1992 гг. наблюдалась стабилизация или даже повторное повышение загрязнения диких кабанов, которое в дальнейшем сменилось постепенным снижением. У лося и козули (после падения в 1987 г.) произошло постепенное, на порядок, повышение загрязнения к сезону 1992–1993 гг. Похожие тенденции наблюдались и у волка. У лисы отмечены сильные флуктуации в течение всего периода. И в целом для всех видов отмечено наличие значительных вариаций загрязнения: до трех порядков величин в течение одного года и в каждом условном регионе.

Следует отметить, что в подавляющем большинстве случаев в публикациях представлены некие средние значения (по всей видимости, средние арифметические) без указания величины выборки, стандартного отклонения и т.д. Иногда в публикациях представлен только диапазон значений. Таким образом, представляется довольно сложным судить о соответствии данных заключений тому, что было в действительности. В связи с этим мы постарались проанализировать многолетний тренд, обобщив материалы собственных и других исследований (табл. 6) через расчет коэффициентов перехода TF_{RN} . Полученные значения TF_{RN} по сути отражают загрязнение животных на территории с плотностью загрязнения, равной 1,0, и без поправки на распад радионуклида. За основу были взяты указанные во всех доступных работах данные о накоплении ^{137}Cs в мышцах животных (C_{RN}) и о загрязнении почвы (D_{RN}) в точках, где они обитали. Для этого были приняты следующие допущения и подходы:

1) все значения C_{RN} , приведенные в публикациях, являются средними арифметическими;

2) значения D_{RN} рассчитаны с использованием доступного картографического материала, если конкретные значения не приведены в публикации. При наличии в публикации только диапазона значений средние геометрические значения рассчитывали также с использованием картографического материала. Во всех случаях вводилась временная поправка на распад радионуклидов;

3) все данные, использованные в этом анализе, имеют отношение только к осенне-зимнему сезону (ноябрь–февраль). За дату добычи животного принято 1 января каждого года, если отсутствует оригинальная дата;

4) данные о суммарной гамма-активности мышц рассмотрены как данные о суммарной активности $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$, но для анализа использованы только данные о ^{137}Cs . Принято считать, что изменение соотношения C_{RN} изотопов $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в мышцах животных подчиняется законам их физического распада, а химически они ведут себя идентично. На основе имеющихся многолетних данных (начиная с 8 февраля 1988 г.) были рассчитаны параметры уравнения для расчета $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ (C_{Cs137}) от суммарной C_{RN} двух изотопов (C_{Sum}): $C_{Cs137} = C_{Sum} / (1 + 1/(4,0769 \times e^{0,0008t}))$, где t – разница в сутках между датой добычи животного и условной датой 8 февраля 1988 г.

5) принято считать, что вариация значений TF_{RN} в пределах индивидуальных участков намного превышает средние различия между участками «чернобыльских зон» Украины, Бе-

ларуси и России, а многолетние тенденции были идентичны, поэтому все данные можно объединить.

Таблица 6. Массив (количество) собственных и литературных данных, которые были использованы для анализа многолетней динамики загрязнения (^{137}Cs) охотничье-промысловой фауны на территории чернобыльских зон Украины, Беларуси и России

Источник данных	Период, год	Вид животных			
		Кабан	Косуля	Лось	Волк
[3]	1987–1993	13	8	10	4
[4]	1991–1994	4	2	2	1
[6]	1998				1
[7]	1991–2004	34	36	36	
[10]	1996		5		
[12]	2004	1	1		
[21]	1992	2	2	2	1
[23]	1987–1993	7		5	
[26]	1990	3	2	3	2
[30]	2001–2005	2	1	1	
Собственные данные	1988–1999	26	21	1	8
Всего		92	78	60	17

Результаты обработки совокупных данных демонстрируют совершенно различные у разных видов животных и неоднозначные по выражению тренды многолетних изменений.

Так, у дикого кабана имело место 4-кратное падение средних значений $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ в первые годы после аварии – 1987–1988 гг. (рис. 3, а). В дальнейшем этот показатель, хотя и флуктуировал, но закономерные многолетние тенденции отсутствовали, и лишь в конце 1990-х годов произошло дополнительное снижение. Таким образом, за 20 лет биодоступность ^{137}Cs в цепи «почва – мышцы дикого кабана» упала более чем в 10 раз. С учетом того, что за этот же период распалось до 36 % ^{137}Cs , средние геометрические значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ в мышцах уменьшились до 16 раз.

Почти полное отсутствие опубликованных данных по косуле за 1986–1988 гг. не позволяет судить о динамике ее загрязнения в тот период. Однако и в последующем какого-либо однозначного снижения или повышения биодоступности ^{137}Cs не обнаружено (рис. 3, б).

Средние значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ в мышцах изменялись преимущественно за счет распада радионуклида в окружающей среде, т.е. происходило постепенное малозаметное снижение среднего «загрязнения» животных на фоне ежегодных флуктуаций. Обращает на себя внимание и то, что если до 2000 г. биодоступность ^{137}Cs в цепи «почва – косуля» заметно уступала биодоступности в цепи «почва – кабан», то в последующем, по причине снижения последней, среднее «загрязнение» косуль оказалось выше, чем у кабанов. Это может означать, что в нынешнее время косули могут быть более «грязными», чем какие-либо другие копытные.

По имеющимся данным, средние значения $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ в цепи «почва – мышцы лося» упали более чем в 20 раз уже в первые годы после аварии и в дальнейшем изменялись незначительно (рис. 3, в). По сравнению с диким кабаном и косулей они были в 4,2 и 3,0 раз ниже, хотя в иные годы и достигались 10-кратные отличия. Тенденция к некоторому повышению $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ была отмечена в 1993–1996 гг., но в дальнейшем они опять стали

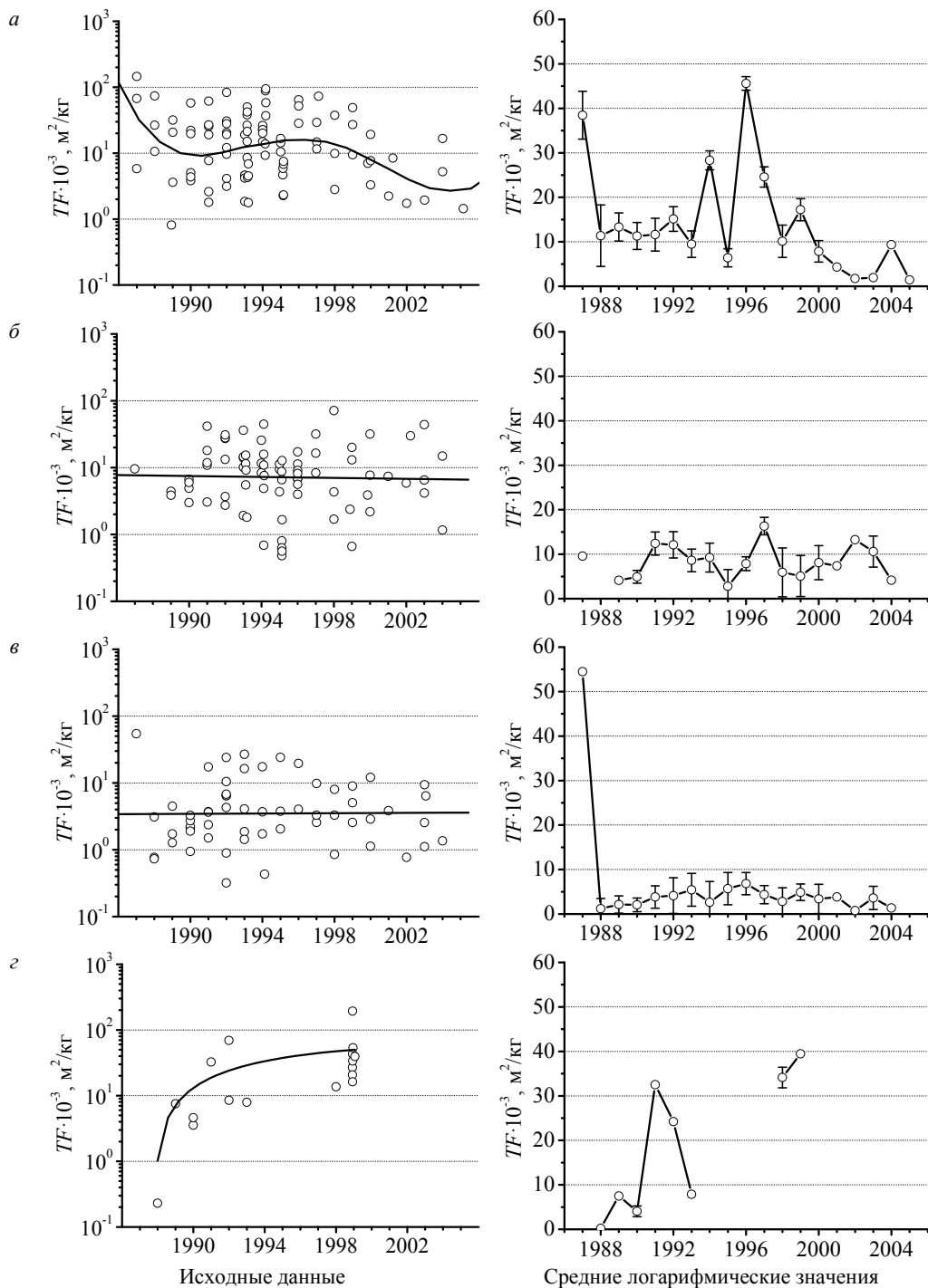


Рис. 3. Многолетняя динамика TF_{RN}^{137Cs} у дикого кабана (а), косули (б), лося (в) и волка (з) в «чернобыльских зонах» Украины, Беларуси и России (по результатам анализа совокупных собственных и опубликованных данных).

снижаться. Как следствие, в период с 1987 по 2004 г. средние значения $C_{RN}^{137}\text{Cs}$ в мышцах лосей снизились более чем в 33 раза.

В целом для всех трех видов характерен более значительный диапазон вариации $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ в первый период после аварии по сравнению с последующими годами.

По всей видимости, такое значительное падение $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ в цепи «почва – животное», какое было обнаружено у кабана и лося в 1986–1988 гг., должно было иметь место и у косули. Это определялось переходом радиоактивных выпадений из более доступного распределения на поверхности растений и почвы в менее доступное – в более глубокие слои почвы. В то же время величина такого падения зависела от особенностей питания животных. Так, поскольку кабан в зимний период использует преимущественно роющий способ добычи кормов, то переход радионуклидов с поверхности почвы в ее приповерхностные слои не оказал существенного влияния на среднее загрязнение животных. Однако то же явление дало значительный «очищающий» эффект в отношении лосей, питающихся ветками и корой древесно-кустарниковых пород. Принимая во внимание особенности зимнего питания косули, можно предположить, что порядок снижения ее «загрязнения» мог быть таким же, как и у лося.

Сравнение многолетней динамики $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ у трех видов копытных показывает, что в 1993–1996 гг. имело место какое-то явление, которое временно повышало (или повысило) относительное накопление радионуклида в мышцах животных. Возможно, это было связано с перемещением фронта основного запаса ^{137}Cs в корнеобитаемый слой почвы, а последующее снижение – с постепенной необратимой фиксацией радионуклида глинистыми минералами почвы.

Что же касается тенденций, которые будут иметь место в последующие годы, то наиболее вероятным будет постепенное снижение среднего «загрязнения» копытных (C_{RN}). Это будет происходить как по причине распада ^{137}Cs , так и в силу дальнейшего снижения его биодоступности в системе «почва – растение» [19]. Тем не менее из-за значительных сезонных флуктуации и C_{RN} , и TF_{RN} данная тенденция будет малозаметна.

Представляет интерес сравнение динамики «загрязнения» копытных с динамикой «загрязнения» волка, высшей ступени трофической пирамиды. К сожалению, доступных данных очень мало, поэтому судить пока можно только предварительно. Так, в соответствии с имеющейся информацией, в 1988–1999 гг. произошел значительный (в десятки раз) рост $TF_{RN}^{137}\text{Cs}$ в цепи «почва – волк» (рис. 3, г). Это абсолютно отличается от тенденций, установленных у копытных. Поскольку в любом случае причина лежит в питании, то можно предположить, это на протяжении первого десятилетия после аварии изменилась структура рациона хищника, что, в свою очередь, могло быть следствием изменений в структуре населения его потенциальных жертв.

Действительно, по оценкам белорусских ученых [31], в первые годы после аварии в питании волка преобладал лось – до 50–60 % (самый «чистый» из копытных), однако позднее, вследствие увеличения численности кабанов [21] (самых «грязных» из копытных), они стали основой рациона хищника, и именно в этот период, по нашим оценкам, произошел многократный рост «загрязнения» волка.

В 1993–1994 гг. в результате эпизоотии свиной чумы численность кабанов резко сократилась [21], что вновь привело к увеличению доли лося в питании волка [31]. По результатам исследований 1997–1998 гг. [32], основу рациона волка уже составляли косуля (48–53 %) и кабан (35–47 %). К сожалению, данные о загрязнении волков за этот период отсутствуют. Между тем известно, что уже к 1997 г. численность кабана вновь восстановилась [31], и, по-видимому, именно по этой причине значение TF_{Cs} у волка в 1998–1999 гг. вновь оказалось высоким. Так все это было или иначе, но зависимость «загрязнения» волка от структуры населения копытных и от относительного загрязнения самих копытных является вполне очевидной.

Заключение

Крупные дикие млекопитающие в радиоэкологическом отношении несомненно отличаются от других представителей фауны, обитающих на той же территории. Прежде всего они имеют более низкий уровень обмена веществ, чем мелкие млекопитающие и птицы, а потому изменение их среднего загрязнения в связи с изменением условий должно происходить более медленно. У сельскохозяйственных аналогов выведение ^{137}Cs из мышц происходит с эффективным периодом полувыведения: у коров около 50–70 сут, у коз 30 сут, и у свиней около 40–50 сут [25]. По всей видимости, такой же порядок величин свойственен и для диких копытных. Это также указывает на относительно медленное накопление радионуклида в мышцах при постоянном поступлении с рационом. Исходя из самой простой (классической) модели поступления радионуклидов в организм:

$$C_t = C_e \left(1 - e^{-\frac{\ln 2 \times t}{T_{1/2}}}\right),$$

где C_t – удельная активность радионуклида в ткани в момент времени t , C_e – удельная активность радионуклида после установления равновесия между его поступлением и выведением, $T_{1/2}$ – эффективный период полувыведения радионуклида из ткани, следует, что время достижения состояния 90 %-ного равновесия будет равно:

$$t_{90} = -T_{1/2} \times \log_2 0,1$$

Тогда в соответствии с известными для копытных эффективными периодами полувыведения время достижения 90 %-ного равновесия ^{137}Cs в мышцах будет составлять: у коров («лосей») около 165–230 сут, у коз («косуль») 100 сут и у свиней («кабанов») около 130–150 сут. Все это указывает на то, что вариации загрязнения отдельной особи в обычных условиях не будут резкими. Многократные же (до порядка величин и более) перепады показателей загрязнения на протяжении короткого периода времени (месяц) возможны только при условии, если это животное быстро переместилось в регион с принципиально новыми радиоэкологическими условиями либо у него резко изменилось поступление радионуклида с кормом в силу каких-то причин. В принципе и то, и другое возможно, хотя не должно быть распространенным явлением. В условиях ЧЗ расстояния между участками, где радиационные условия отличаются на порядок и более, обычно составляют десятки километров, тогда как индивидуальные участки копытных варьируют в пределах от нескольких сотен метров до нескольких километров в диаметре [29, 33, 34]. И только в определенные периоды жизненного цикла (гон, неурожай, ненастье и т.п.) животные могут совершать более длительные переходы. К таким же переходам склонны отдельные особи, которые еще не имеют либо потеряли свою территорию. Поскольку в своем большинстве местные копытные считаются территориальными животными, то динамика их индивидуального загрязнения должна быть относительно плавной, отражая постепенную сезонную смену структуры и загрязнения рациона, а также – периодические переходы в пределах своей территории на участки с отличающимися радиоэкологическими условиями.

К сожалению, работы, которые подтвердили или опровергли данный тезис, нам не известны. Однако не вызывает сомнения тот факт, что средние значения загрязнения, которыми оперируют исследователи, всегда являются результатом объединения данных от, как правило, малой ($n = 1-10$) выборки животных, каждое из которых имело свою неизвестную историю загрязнения. Коэффициент вариации в таких выборках кабанов и косуль достигает 100–250 % (наши данные), и чем меньше выборка, тем вероятнее отклонение расчетного среднего от реального средневзвешенного значения. В связи с этим сообщения некоторых авторов [10] о резких изменениях в загрязнении животных за очень короткий срок скорее являются результатом обработки небольшой выборки. Это важное обстоятельство всегда должно учитываться при мониторинге и исследованиях крупных млекопитающих, а группировка первичных данных для анализа должна быть более тщательной.

Еще одной существенной чертой крупных млекопитающих являются отличия в рационе половозрастных групп [29, 33, 34]. Во всяком случае, это намного более выражено, чем у мелких млекопитающих. Показано, что лоси разного возраста поедают древесную растительность на той высоте, на которой им более удобно [29]. Взрослые самцы дикого кабана отдают предпочтение роющей кормодобывающей деятельности, тогда как самки прибегают к этому преимущественно в период нехватки других кормов, а сеголетки по мере роста переходят от питания легко доступной наземной растительности к рациону, как у самок [27]. Такая внутривидовая дифференциация может отразиться и на загрязнении половозрастных групп, обнаружить такие отличия, возможно, будет только при большой выборке животных.

Обобщение литературных и собственных данных о радиоактивном загрязнении представителей охотничье-промысловой фауны демонстрирует огромный диапазон вариации, как параметров загрязнения, так и условий, в которых была получена первичная информация. Это создает серьезные определенные трудности для выводов о существующих тенденциях и закономерностях. Во-первых, первичных данных очень мало либо они недоступны. Во-вторых, в исследованиях крупных млекопитающих, как правило, использовались различные приемы и подходы. В-третьих, и что не менее важно, питание животных, если и исследовалось, то без привязки и упоминания о динамике структуры потенциальных кормовых объектов в регионе.

С одной стороны, зависимость между загрязнением среды и загрязнением животного существует, о чем указывают все исследователи, однако, как правило, эта зависимость очень нечеткая, поскольку загрязнение зависит от множества факторов и в первую очередь – от состава и структуры рациона. Между тем состав рациона, который приводят различные авторы, в известной степени уникален, поскольку имеет отношение только к конкретной местности и конкретному временному периоду. Он может пояснить текущее загрязнение животных, но не может быть положен в основу прогнозов без информации о текущем состоянии кормовой базы и тенденциях ее развития. Большая часть работ по изучению содержимого желудков копытных была проведена в начале и середине 1990-х годов, в период, когда на оставленных человеком территориях происходила активная смена растительных комплексов (сукцессия) [35]. Есть основания предполагать, что в течение всех лет после аварии аналогичным образом менялся и состав рациона. Это же будет иметь место и в дальнейшем, а потому требует постоянного контроля и повсеместно.

Немаловажно и то, что, начиная с 1986 г., среднее загрязнение животных только одним радионуклидом – ^{137}Cs – упало в десятки раз, тогда как за этот же период распалось лишь около трети его общего выпавшего количества. Причем основное снижение произошло в первые 5 лет после аварии, тогда как дальнейшие тенденции были маловыразительны и неоднозначны. Как обсуждалось выше, причиной этого является поэтапное снижение биологической доступности радионуклида, включая как механический переход выпадений в менее доступное состояние (в почву), так и химическое связывание почвенно-поглощающим комплексом. В связи с тем, что доступность радионуклида из почвы для биоты зависит от многих факторов и не описывается однонаправленным процессом, в прошлом имели место периоды, когда при одном и том же загрязнении территории, происходило временное повышение загрязнения обитающих там животных. В частности, у одних видов это было отмечено в конце 1980-х годов, а у других видов – в середине 1990-х. Причины этого явления в литературе почти не обсуждались, однако можно предположить, что в основе лежало перемещение основного запаса радионуклидов к «входным дверям» трофических цепей, в корнеобитаемый слой почвы, причем для разных растений в разные периоды. Также следует заметить, что поскольку биологическая доступность ^{137}Cs из почвы зависит от химических свойств последней и от обеспеченности ее влагой, это может выражаться во временных и территориальных эффектах по отношению к загрязнению животных. При одном и том же загрязнении территории, если животное пасется на болотистых сырых почвах или лугах с высоким уровнем грунтовых вод, оно будет накапливать намного больше ^{137}Cs , чем на плакорных песчаных

участках либо на суглинках. Различия в кормовой базе и загрязнении территории еще сильнее отразятся на загрязнении животного. Таким образом, свойственные для крупных млекопитающих территориальные перемещения должны повлечь за собой не только периодическую смену радиологических характеристик участка обитания, но и смену почвенных и растительных характеристик, а следом – и загрязнение самих животных. При этом наибольший эффект достигается при сезонных сменах и участков, и состава рациона, тогда отличия в загрязнении животных достигают 10–100-кратных значений. Причем, как это было показано на примере дикого кабана и косули, видовые особенности питания отражаются на форме ежегодного тренда загрязнения животных. Наконец, возвращаясь к вопросу о многолетних тенденциях в загрязнении крупных млекопитающих, можно заключить, что на фоне значительных сезонных флуктуаций какие-либо закономерные изменения будут заметны только в масштабе нескольких десятилетий и, по-видимому, будут отражать в основном распад радионуклида.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Кругликов Б. П.* Распределение и накопление цезия-137 в скелете лосей, оленей и коров // Вопросы экспериментальной и клинической рентгенорадиологии. – Л., 1966. – С. 160–161.
2. *Воккен Г. Г.* О распределении, депонировании и выведении ^{90}Sr и ^{137}Cs у продуктивных и охотничье-промысловых животных // Применение изотопов и ядерных излучений в сельском хозяйстве. – М.: Атомиздат, 1971. – С. 232–239.
3. *Животный мир* в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Под ред. Л. М. Сушени, М. М. Пикулика, А. Е. Пленниной. – Минск: Наука и техника, 1995. – 263 с.
4. *Михалусев В. И., Гулаков А. В., Толкачев В. И. и др.* Распределение цезия-137 и стронция-90 в организме диких млекопитающих 30-км зоны Чернобыльской аварии и прилегающей территории республики Беларусь // Проблемы лесоведения и лесоводства: Научные труды Института леса НАН Беларуси. – Гомель, 1997. – Т. 45. – С. 256–264.
5. *Михалусев В. И., Гулаков А. В., Аверин В. С. и др.* Ботанический состав содержимого желудка/рубца и анализ расчетных суточных рационов диких копытных // Там же. – С. 247–253.
6. *Михалусев В. И., Цыгвинцев П. Н., Гулаков А. В. и др.* Радиоэкологический мониторинг диких промысловых животных // Материалы Междунар. науч.-практ. конф. «Проблемы экологии и экологического образования Полесья в постчернобыльский период». – Мозырь: РИФ "Белый ветер", 2000. – С. 213–216.
7. *Гулаков А. В., Саевич К. Ф.* Радиоэкология промысловых животных и пресноводных рыб после аварии на Чернобыльской АЭС. – Минск: ЗАО «Веды», 2006. – 168 с.
8. *Архипов Н. П., Гащак С. П., Курман А. Ф. и др.* Содержание Cs-137 в мышечной ткани дикого кабана и косули в 30-км зоне Чернобыльской АЭС в 1992–1994 годах // Докл. IV Междунар. науч.-техн. конф. «Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС» (Чернобыль-94): В 2 т. – Чернобыль, 1996. – Т. 2. – С. 454–466.
9. *Гайченко В. А., Панов Г. М., Гаврилюк В. І. и др.* Сезонні особливості накопичення радіоцезію диких копитними // Тези доп.: Другий з'їзд радіобіологів України (Дніпропетровськ, 22–24 вересня 1995 р.). – К.: Медекол, 1997. – Т. 1. – С. 163–164.
10. *Шелест З. М.* Закономірності надходження цезію-137 в організм козулі європейської в лісових екосистемах Центрального Полісся: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 1997. – 18 с.
11. *Гулик І. Т.* Внесок компонентів раціону у забруднення ^{137}Cs організму дикого кабана протягом року у лісах центрального Полісся України // Тези доп.: III з'їзд з радіаційних досліджень (радіобіологія і радіоекологія), Київ, 21–25 травня 2003 р. – К., 2003. – С. 295.
12. *Пельгунов А. Н., Филиппова А. Ю.* Накопление радиоактивного цезия охотничье-промысловыми копытными в Брянской области и оценка загрязнения населенных пунктов цезием-137 в результате охоты // Тез. докл.: Пятый съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность). Москва, 10–14 апреля 2006 г. – М., 2006. – Т. 2. – С. 137.
13. *Zibold G., Kissling S., Wilhelm Ch. et al.* Seasonal variation of ^{137}Cs contamination of roe deer in southern Baden-Württemberg // Тез. докл.: I Междунар. конф. «Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской АЭС». – Зеленый Мыс, 1990. – С. 60.

14. *Schodlok H.-J.* Roe-deer as biological indicator for the contamination with radiocesium // Там же. – С. 73.
15. *Johanson K. J., Bergström R.* Radiocesium from Chernobyl in Swedish Moose // *Environmental Pollution*. – 1989. – Vol. 61. – P. 249–260.
16. *Францевич Л.І., Ілук О.О.* Радіоактивне забруднення диких тварин // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. – № 16 – С. 44–49.
17. *Гайченко В. А., Коваль Г. М., Титар В. М.* Особливості надходження і біогенного перерозподілу радіонуклідів, їх міграція по трофічних ланцюгах та формування дозових навантажень диких тварин // Збірник наукових праць: Чорнобиль. Зона відчуження. – К.: Наук. думка, 2001. – С. 299–316.
18. *Кашипаров В. О.* Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний період // Там же. – С. 11–46.
19. *Іванов Ю. О.* Динаміка перерозподілу радіонуклідів у ґрунтах і рослинності // Там же. – С. 47–76.
20. *Гацук С. П., Маклюк Ю. А., Максименко А. М. и др.* Особенности радиоактивного загрязнения мелких птиц в Чернобыльской зоне в 2003–2005 годах // *Радиобиология. Радиоэкология*. – 2008. – Т. 48 (1). – С. 28–47.
21. *Дунин В. Ф., Парейко О. А., Одинцова Т. М.* Оценка изменения состояния диких копытных в Полесском радиационно-экологическом заповеднике // 10 лет Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику / Сост. Т. М. Одинцова, К. М. Киреевко. – Минск: Изд-во Н. Б. Киреева, 1998. – С. 123–130.
22. *Радіоактивне забруднення 30-км зони ЧАЭС. Версія 1.0. CD-ROM / Український НІІІ сільськогосподарської радіології.* – Чабани, 2001.
23. *Козло П. Г., Кучмель С. В., Емельянова Л. Г. и др.* Временные изменения содержания радионуклидов в организме кабана (*Sus scrofa*) и лося (*Alces alces*) // 10 лет Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику / Сост. Т. М. Одинцова, К. М. Киреевко. – Минск: Изд-во Н. Б. Киреева, 1998. – С. 53–59.
24. *Ильязов Р. Г., Михалусев В. И., Аверин В. С. и др.* Диагностическое обследование диких млекопитающих животных, обитающих в 30-км зоне аварийного выброса ЧАЭС // Сб. докл.: II Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Т. 6, ч. 3. Радиоэкологические аспекты последствий аварии. – Чернобыль: НПО «Припять», 1990. – С. 465–474.
25. *Корнеев Н. А., Сироткин А. Н.* Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 208 с.
26. *Eriksson O., Gaichenko V., Gaschak S. et al.* Evolution of the contamination rate in game // *Proceedings of the First international conference “The radiological consequences of the Chernobyl accident”*, Minsk, Belarus, 18–22 March 1996. – Luxemburg, 1996. – P. 147–157.
27. *Петров М. Ф.* Питание кабана (*Sus scrofa* L.) в Зоне отчуждения Чернобыльской катастрофы на территории Украины // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. – 1996. – Вип. 3. – С. 69–81.
28. *Петров М. Ф.* Корм козулі (*Capreolus capreolus* L.) у Зоні відчуження Чорнобильської катастрофи на території України // Там же. – С. 105–114.
29. *Дунин В. Ф., Воронцовий Н. Н., Тишкевич В. Е. и др.* Природа Полесского заповедника: Лось и козуля / Под ред. М. М. Пикулика. – Мозырь: РИФ «Белый ветер», 1999. – 80 с.
30. *20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України / Під ред. В. І. Балоги та ін.* – К.: Атіка, 2006. – 224 с.
31. *Воронцовий Н. Н., Дунин В. Ф., Одинцова Т. М. и др.* Волк в Полесском радиационно-экологическом заповеднике // 10 лет Полесскому государственному радиационно-экологическому заповеднику / Сост. Т. М. Одинцова, К. М. Киреевко. – Минск: Изд-во Н. Б. Киреева, 1998. – С. 142–150.
32. *Воронцовий Н. Н., Тишкевич В. Е.* Копытные (зубр, кабан, косуля, благородный олень, лось) и хищники (волк, рысь, лисица) Полесского ГРЭЗ // Там же. – С. 151–159.
33. *Козло П. Г.* Дикий кабан. – Минск: Ураджай, 1975. – 224 с.
34. *Тимофеева Е. К.* Косуля. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1985. – 224 с.
35. *Давидчук В. С., Зарудная Р. Ф., Михели С. В. и др.* Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов / Под ред. А. М. Маринича. – К.: Наук. думка, 1994. – 112 с.

ОСНОВНІ АСПЕКТИ РАДІОЕКОЛОГІЇ ВЕЛИКИХ ССАВЦІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ

С. П. Гашак

В аналітичному огляді наведено характеристику багаторічної динаміки та особливостей накопичення ^{137}Cs в мисливсько-промислових тварин чорнобильської зони України, Білорусії та Росії. Показано, що забруднення тварин переважно залежить від поточного раціону та біодоступності радіонукліда в даному регіоні й у даний період часу. Відносно зимового періоду найбільше забруднення відзначено у дикого кабана, а найменше у лося. Показано, що сезонні зміни забруднення видоспецифічні та різноспрямовані. Наприклад, забруднення кабана підвищується з осені до весни, а у косулі знижується, потім відбуваються зворотні процеси. Амплітуда змін залежно від виду й регіону досягає від кількох до десятків разів. З часу аварії забруднення тварин знизилося на порядок і, перш за все, за рахунок зниження біодоступності ^{137}Cs . Найбільш суттєве зниження відбулося в перші 5 років. У довгостроковій перспективі основним чинником зниження буде розпад ^{137}Cs .

Ключові слова: чорнобильська зона, дикий кабан, європейська косуля, лось, вовк, радіоактивне забруднення, ^{137}Cs .

MAIN POINTS OF RADIOECOLOGY OF BIG MAMMALS IN CHERNOBYL ZONE

S. P. Gashchak

In the analytical review the long-term dynamic and peculiarities of ^{137}Cs accumulation in game mammals of Chernobyl areas of Ukraine, Belarus and Russia was considered. There was showed that contamination of the animals mainly depends on current ration and biological availability of the radionuclide in given region and given period of time. Regarding to winter period, the highest contamination was reported in wild boar, and the least – in elk. Noted that seasonal changes of contamination are species-specific and can occur by different ways. For instance, contamination of wild boar increases from autumn to spring, while roe deer's one goes down, then reverse processes take place. Amplitude of changes reaches from some to tens times regarding to species and region. Since the accident time contamination of animals decreased on an order of magnitude, and first of all due to decrease of ^{137}Cs bioavailability. The most considerable drop occurred during the first five years. In further long-term prospects decay of ^{137}Cs will be main factor of the animal decontamination.

Keywords: Chernobyl zone, wild boar, roe deer, elk, wolf, radioactive contamination, ^{137}Cs .

РАЗРАБОТКА И АТТЕСТАЦИЯ МЕТОДА РАДИОХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ^{90}Sr В ЖИДКИХ СРЕДАХ

А. М. Максименко, М. Д. Бондарьков

*Международная радиэкологическая лаборатория,
ГНИО «Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам и радиэкологии», Славутич*

А. И. Заграй, М. И. Звеницкий, Н. П. Черникова

ГСП «Чернобыльская АЭС», Славутич

Представлены результаты разработки методики оценки объемной активности ^{90}Sr в жидких средах. Методика основана на групповом выделении щелочноземельных металлов в виде карбонатов с последующей очисткой стронция от сопутствующих радионуклидов и щелочноземельных металлов на ионообменной смоле Sr-resin производства Eichrom. Контроль химического выхода ведут по стабильному стронцию гравиметрическим методом. Представлен алгоритм проведения внутреннего оперативного контроля качества результатов измерений. Данная методика позволяет выполнять анализ в течение одной рабочей смены (7 ч).

Ключевые слова: объемная активность, ^{90}Sr , Sr-resin.

В настоящее время методики измерения удельной активности ^{90}Sr в жидких средах в большинстве лабораторий Украины морально устарели и требуют обновления. Причиной этого является, прежде всего, большая длительность анализа, требующая больших трудовых затрат.

Нами была разработана методика, позволяющая выполнять измерение объемной активности ^{90}Sr в жидких средах в диапазоне от 1 до 1500 Бк/дм³ и с погрешностью не более 40 % при доверительной вероятности 0,95 всего за одну рабочую смену (7 часов). С целью снижения себестоимости анализа была предусмотрена регенерация ионообменной смолы Sr-resin для повторного использования до пяти раз. Перед повторным использованием данной смолы необходимо проводить ее контроль на радиохимическую чистоту, что делается путем анализа холостой пробы. Коэффициент химического выхода стронция для данного метода составляет: для первой пробы более 80 %, для последующих более 50 %. При отработке и аттестации методики использованы ГОСТы, ТУ и другие нормативные документы, действующие в Украине в настоящее время [1–7].

Для достижения поставленных целей были выполнены следующие работы:

подготовлено техническое задание на разработку и аттестацию «Методики радиохимического определения объемной активности ^{90}Sr в жидких средах с использованием селективного сорбента Sr-resin»;

разработан текст методики выполнения измерений (далее по тексту – МВИ);

разработана программа экспериментальной оценки характеристик ошибки МВИ;

в соответствии с разработанной программой проведена оценка ошибки МВИ;

в полном соответствии с текстом МВИ проведены измерения объемной активности ^{90}Sr в пробах заказчика;

проведена метрологическая аттестация МВИ.

В основу методики положена схема анализа, рекомендованная документом [2]. Доработанная схема анализа представлена на рис. 1.

Известно, что мешающими факторами при проведении радиохимического анализа ^{90}Sr в пробах окружающей среды являются, прежде всего, кальций и радионуклиды ^{137}Cs , ^{210}Pb ,

^{137m}Ba , ^{90}Y . Ионнообменная смола Sr-resin позволяет с высокой эффективностью очищать ^{90}Sr от перечисленных интерферирующих элементов, что подробно изучено авторами статей [3, 8, 9].

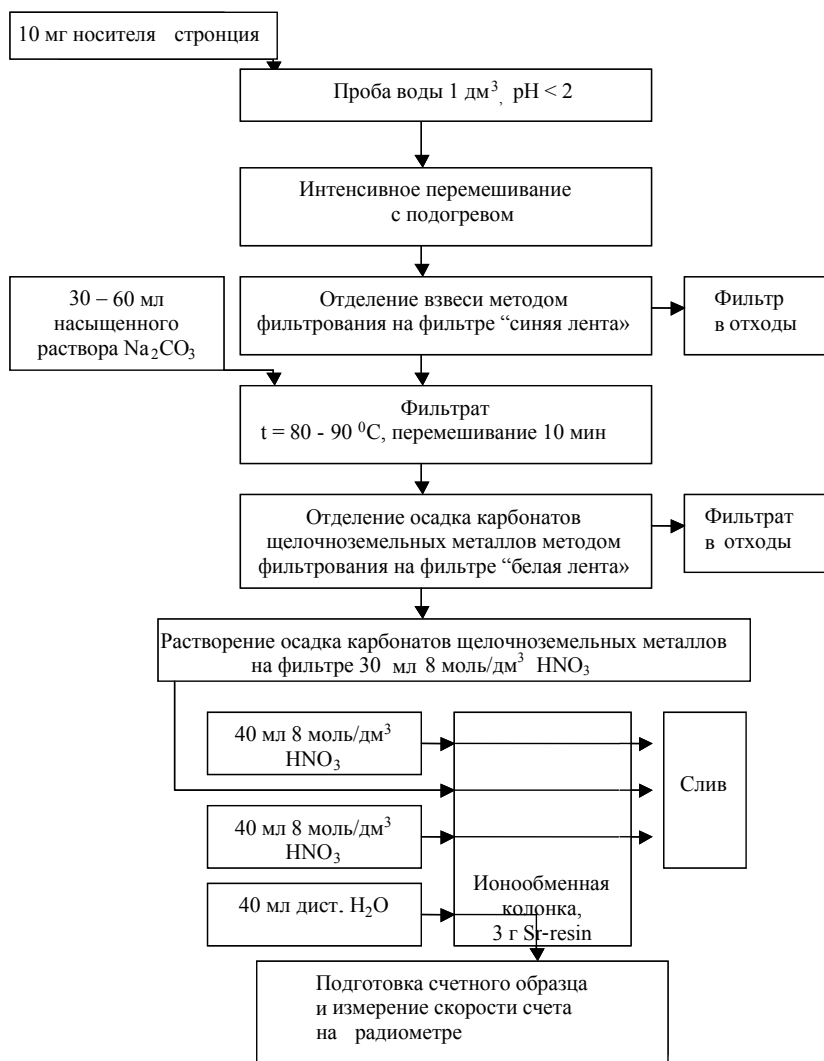


Рис. 1. Схема анализа в соответствии с МВИ.

Для образцов воды, которые имеют сложный химический состав и высокие уровни активности (особенно, изотопов цезия), предусмотрена ее предварительная очистка от железа, алюминия, цезия и других щелочных металлов методом осаждения стронция вместе с кальцием из раствора пробы в виде оксалатов.

Счетный образец стронция готовят в виде бумажного фильтра синяя лента с диаметром активного пятна 1,5 см. После ионнообменного разделения стронций с его стабильным носителем высаживают на фильтр в виде оксалата стронция. Гравиметрическая форма для расчета коэффициента химического выхода – $\text{SrC}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$.

Скорость счета бета-частиц от подготовленного счетного образца выполняют на радиометре, который должен соответствовать требованиям документов [4] и [5].

Алгоритм расчета объемной активности ^{90}Sr учитывает поправку на период времени, прошедший со дня отбора пробы до момента измерения, и предусматривает возможность измерения приготовленного образца в любой момент после отделения ^{90}Y от ^{90}Sr на Sr-resin. Алгоритм расчета представлен как:

$$C_{Sr} = \frac{N - N_{\text{фон}}}{K_{Sr} \cdot V \cdot R_{Sr} \cdot [E_{Sr} + E_Y \times K_Y]}, \quad (1)$$

где: C_{Sr} – объемная активность ^{90}Sr , Бк/дм³;

N – скорость счета счетного образца вместе с фоном, имп/с;

$N_{\text{фон}}$ – скорость счета фоновых образцов, имп/с;

R_{Sr} – коэффициент химического выхода стронция, относительные единицы;

E_{Sr} – коэффициент эффективности для ^{90}Sr , имп/с·Бк;

E_Y – коэффициент эффективности для ^{90}Y , имп/с·Бк;

K_{Sr} – коэффициент, учитывающий распад ^{90}Sr за промежуток времени между отбором пробы и началом измерения счетного образца на радиометре;

K_Y – коэффициент, учитывающий накопление ^{90}Y за промежуток времени между отделением ^{90}Sr от ^{90}Y и началом измерения счетного образца на радиометре;

V – объем пробы, взятой на анализ, дм³.

Нами было изучено влияние коэффициента K_Y на суммарную погрешность результата измерения. Для этого один из счетных образцов ^{90}Sr , приготовленный в ходе анализа объемной активности в стандартном образце с активностью 150 Бк/л, измеряли на радиометре через каждые 30 мин в течение 3 сут. Для каждого измерения рассчитывали результат объемной активности ^{90}Sr на день аттестации стандартного образца, вводя поправку K_Y . На рис. 1 отображены три кривые, которые показывают характер накопления иттрия в счетном образце и рассчитанную объемную активность ^{90}Sr . Как видно, по прошествии 3 сут рассчитанная активность ^{90}Sr практически не отличается от активности проанализированного стандартного образца. Максимальное отклонение за 3 сут составило 3,4 %.

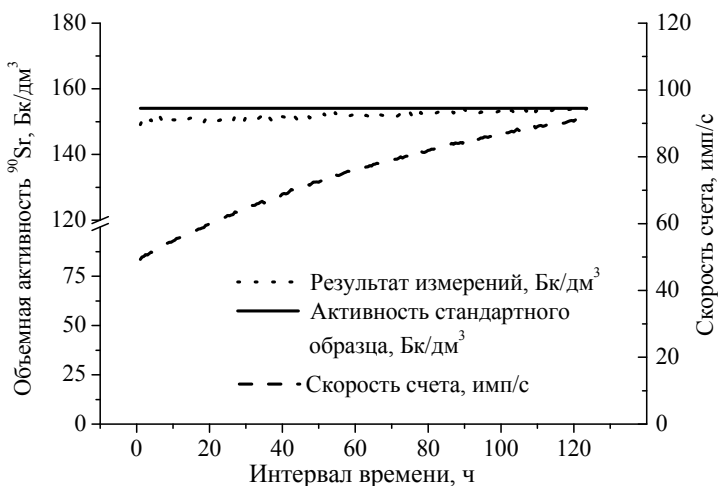


Рис. 2.

Методика предусматривает расчет суммарной ошибки измерения объемной активности ^{90}Sr по ходу проведения анализа по формуле:

$$\Delta_{C_{Sr}} = K \cdot C_{Sr} \cdot \sqrt{\left(\frac{\sigma_N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{R_{Sr}}}{R_{Sr}}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{E_{Sr}}}{E_{Sr}}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{E_Y}}{E_Y}\right)^2}, \quad (2)$$

где $\Delta_{C_{Sr}}$ – суммарная ошибка измерения объемной активности ^{90}Sr , Бк/дм³;
 K – коэффициент, зависящий от выбранной доверительной вероятности (p);
 σ_N – стандартное отклонение скорости счета;
 σ_V – стандартное отклонение оценки объема мерным цилиндром;
 $\sigma_{R_{Sr}}$ – стандартное отклонение коэффициента химического выхода стронция;
 $\sigma_{E_{Sr}}$ – стандартное отклонение эффективности регистрации бета-частиц ^{90}Sr ;
 σ_{E_Y} – стандартное отклонение эффективности регистрации бета-частиц ^{90}Y .

Оценку погрешности результатов МВИ проводили по программе, разработанной с учетом требований [6]. В соответствии с программой, характеристики погрешности оценивали с помощью набора образцов для аттестации в условиях получения экспериментальных данных в одной лаборатории.

Для приготовления набора образцов воды с известной объемной активностью ^{90}Sr использовали аттестованный рабочий раствор ^{90}Sr . Всего было приготовлено три раствора с активностями 1, 150 и 1500 Бк/л по 6 л каждый. Анализ объемной активности ^{90}Sr в приготовленных образцах проводили в строгом соответствии с разработанным текстом методики. Результаты измерения объемной активности ^{90}Sr (Бк/л) в пробах стандартных образцов следующие:

Активность стандартного образца,	Измеренная активность,
1,04	1,07
1,04	1,09
1,04	0,97
1,04	0,98
1,04	0,97
1,04	1,03
154,11	153,19
154,11	156,17
154,11	168,27
154,11	160,99
154,11	156,12
154,11	152,52
1500,00	1626,05
1500,00	1578,46
1500,00	1650,17
1500,00	1527,88
1500,00	1552,48
1500,00	1504,39

Используя полученные результаты измерений объемной активности в стандартных образцах, мы провели оценку: случайной составляющей погрешности метода; систематической составляющей погрешности метода; верхней и нижней границ интервала $\pm \delta$, в котором с принятой доверительной вероятностью $P = 0,95$ находится погрешность результатов анализа (суммарная ошибка). Оценка проведена в соответствии с документом [6]. Результаты оценки представлены в таблице.

Характеристики ошибки метода

Диапазон объемной активности ^{90}Sr , Бк/л	Случайная составляющая погрешности метода, %	Систематическая составляющая погрешности метода, %	$\pm \delta$, %
1 – 10	12,51	14,72	28,59
10 – 150	8,90	13,15	21,84
150 – 1500	8,54	13,01	21,21

Методика предусматривает проведение внутреннего оперативного контроля качества результатов измерений. Алгоритм проведения контроля разработан в соответствии с рекомендациями документа [7] и осуществляется с целью получения оперативной информации о качестве измерений и принятия, при необходимости, оперативных мер для ее улучшения. Контроль воспроизводимости и суммарной ошибки результатов измерений объемной активности ^{90}Sr проводят с периодичностью один раз в квартал.

Данная методика была протестирована на оборудовании лаборатории радиоэкологического мониторинга ДСП ЧАЭС и внедрена в Международной радиоэкологической лаборатории Чернобыльского центра и ДСП ЧАЭС. Тестирование методики подтвердило возможность выполнения анализа за одну рабочую смену (менее 7 ч). Внедрение данной методики на других АЭС Украины представляет несомненный интерес.

Данная работа выполнена в рамках договора между ГСП «Чернобыльская АЭС» и Чернобыльским центром. Методика аттестована во Всеукраинском государственном научно-производственном центре стандартизации, метрологии, сертификации и защите прав потребителей (Укрметрестандарт), свидетельство об аттестации № MBV 081/12-0586-08 от 10 декабря 2008.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *ГОСТ 8.010–99*. Государственная система обеспечения единства измерений. Методики выполнения измерений. Основные положения. – К.: Госстандарт Украины, 2002. – 16 с.
2. *МАГАТЭ*. Руководство по мониторингу при ядерных или радиационных авариях. // IAEA-TECDOC-1092/R. – IAEA, 2002. – 313 с.
3. *R. Jakopič, L. Benedik* Tracer Studies on Sr-Resin and Determination of ^{90}Sr in Environmental Samples // Acta Chim. Slov. – 2005. – Vol. 52. – P. 297–302.
4. *ГОСТ 29074-91*. Межгосударственный стандарт. Аппаратура контроля радиационной обстановки. Общие требования. – М.: ИПК Издательство стандартов, 2004. – 19 с.
5. *КНД 9 5.2.01.03.023-97*. Руководящий нормативный документ. Система стандартов ядерного приборостроения. Контроль радиационной безопасности. Номенклатура средств измерений и автоматизации. – К.: Госкоматом Украины, 1997. – 8 с.
6. *МИ 2336-95*. Государственная система обеспечения единства измерений. Характеристики погрешности результатов количественного химического анализа. Алгоритмы оценивания. – Екатеринбург, 1995. – 44 с.
7. *МИ 2335-95*. Государственная система обеспечения единства измерений. Контроль качества результатов КХА. – Екатеринбург, 1997. – 47 с.
8. *Horwitz E.P.* A Novel Strontium Selective Extraction Selective Chromatographic Resin // Solvent Extraction and Ion Exchange. – 1992. – Vol. 10. – P. 313–336.

РОЗРОБКА ТА АТЕСТАЦІЯ МЕТОДУ РАДІОХІМІЧНОГО АНАЛІЗУ ^{90}Sr В РІДКИХ СЕРЕДОВИЩАХ

А. М. Максименко, М. Д. Бондарьков,
А. І. Заграй, М. І. Звеницький, Н. П. Чернікова

Наведено результати розробки методики оцінки об'ємної активності ^{90}Sr в рідких середовищах. Методика заснована на груповому виділенні лужноземельних металів у вигляді карбонатів із подальшим очищенням стронцію від супутніх радіонуклідів і лужноземельних металів на іонообмінній смолі Sr-resin виробництва Eichrom. Контроль хімічного виходу виконують по стабільному стронцію гравіметричним методом. Представлено алгоритм проведення внутрішнього оперативного контролю якості результатів вимірювань. Дана методика дозволяє виконувати аналіз упродовж однієї робочої зміни (7 год).

Ключові слова: об'ємна активність, ^{90}Sr , Sr-resin.

DEVELOPMENT AND ATTESTATION OF METHOD FOR RADIOCHEMISTRY ANALYSIS OF ^{90}Sr IN LIQUID MEDIUM

A. M. Maksimenko, M. D. Bondarkov, A. I. Zagrai,
M. I. Zvenitski, N. P. Chernikova

Results of method development of ^{90}Sr volume activity estimation in liquid medium are presented. The method is based on the group isolation of alkaline earth metals in the form of carbonates followed by purification of strontium from the accompanying radionuclides and alkaline earth metals on ion exchange Sr-resin production by Eichrom. Control of chemical output is conducted on stable strontium by gravimetric method. The algorithm of the internal operational quality control of measurements are presented. This method allows to carry out analysis during one shiftwork (7 hours).

Keywords: activity concentration, ^{90}Sr , Sr-resin.

БИБЛИОГРАФИЯ МЕЖДУНАРОДНОЙ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ЛАБОРАТОРИИ (МРЛ) В 2000–2009 гг.

Решение об учреждении лаборатории было принято в 1998 г., а с 1999 г. она начала свою деятельность как подразделение Международного черновыльского центра. Но только с появлением собственного лабораторно-административного корпуса (март 2000 г.) МРЛ расширила штаты и по-настоящему приступила к научно-исследовательской деятельности. В коллектив влились специалисты, многие из которых уже не один год занимались вопросами радиоэкологии и радиобиологии, ядерной физики, спектрометрии и радиохимии, эксплуатации энергетических ядерных объектов и обеспечения радиационной безопасности, многими другими проблемами черновыльской зоны и последствий аварии на ЧАЭС. Создание лаборатории лишь предало новую форму давно существующим связям и сотрудничеству, и ввиду отсутствия бюджетного финансирования международные исследовательские проекты стали обычным содержанием повседневной жизни. Поскольку МРЛ с самого начала была поставлена в условия самовыживания, диапазон ее деятельности в значительной мере определялся не столько собственными интересами, сколько текущими темами проектов и заказов. Это нашло свое отражение и в широкой тематике публикаций, общее количество которых, начиная с 2000 г., превысило 200. При этом среднее количество специалистов не превышало 10, включая шесть–восемь с ученой степенью.

Ниже представлен перечень наиболее важных публикаций ($n = 103$), вышедших за эти годы. Некоторые работы ($n = 17$), хотя и опубликованы в 2000–2002 гг., по сути отражают результаты исследований, выполненных до появления лаборатории. Включение их в данный перечень выполнено с целью представления квалификации и профиля сотрудников МРЛ. Большая часть работ вышла в виде журнальных статей ($n = 55$) или в сборниках научных работ ($n = 32$). Несколько из приведенных в библиографии публикаций ($n = 15$) являются лишь тезисами научных конференций, однако приведены здесь, поскольку представляют научный интерес и говорят о направлениях деятельности МРЛ. Большая часть работ подготовлена непосредственно специалистами лаборатории ($n = 69$), остальные – в соавторстве с научными партнерами. Значительная часть публикаций посвящена вопросам радиоэкологии животных ($n = 29$), а также радиоэкологии почвенно-растительных комплексов, грунтовых и поверхностных вод ($n = 22$). Часть публикаций отражает результаты исследований последствий радиационного воздействия на организмы ($n = 13$) и вопросы изучения фауны черновыльской зоны и ее охраны ($n = 14$). Девять работ отражают результаты деятельности в области промышленной радиоэкологии, экспертизы и по проблеме выведения ЧАЭС из эксплуатации. Несколько работ посвящены проблемам радиоэкологии урбанизированного ландшафта ($n = 8$). В нескольких публикациях описаны результаты разработки и апробации новых методов ($n = 4$), еще в нескольких работах рассмотрены общие проблемы черновыльской зоны и деятельности МРЛ ($n = 4$). Настоящий перечень представлен в хронологическом порядке.

2000

1. Бондарьков М.Д. Основные задачи и перспективы развития Международной радиоэкологической лаборатории // Наукові та технічні аспекти міжнародного співробітництва в Чорнобилі: Зб. наук. ст. Вип. 2 / За заг. ред. В. М. Глигала, А. В. Носовського. – Славутич: Укратомвидав, 2000. – С. 551–552.
2. Beresford N.A., Gaschak S., Lasarev N., Arkhipov A., Chyorny Y., Astasheva N., Arkhipov N., Mayes R.W., Howard B.J., Baglay G., Loginova L., Burov N. The transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr to dairy cattle fed herbage collected from within the Chernobyl NPP 10 km exclusion zone // Journal of Environmental Radioactivity. – 2000. – Vol. 47. – P. 157–170.
3. Chesser R.K., Sugg D. W., Lomakin M.D., Van Den Bussche R.A., DeWoody J.A., Jagoe C.H., Dallas C.E., Whicker F.W., Smith M.H., Gaschak S.P., Chizhevsky I.V., Lyabik V.V., Buntova E.G., Holloman K., Baker R.J. Concentrations and Dose Rate Estimates of $^{134,137}\text{Cesium}$ and $^{90}\text{Strontium}$ in Small Mammals at Chornobyl // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2000. – Vol. 19, No. 2. – P. 305–312.

4. Бондарьков М.Д., Донец Н.П., Желтоножский В.А., Чупов А.В. Исследование чернобыльских выпадений ^{137}Cs вблизи 30-км зоны ЧАЭС // Наукові та технічні аспекти міжнародного співробітництва в Чорнобилі: Зб. наук. ст. Вип. 2 / За заг. ред. В. М. Глигала, А. В. Носовського. – Славутич: Укратомвидав, 2000. – С. 555–560.
5. Бондарьков М.Д., Вишневский И.Н., Желтоножский В.А., Садовников Л.В., Стукин Е.Д., Чупов А.В. Исследование γ - и x -излучения "горячих частиц" из зон Чернобыльской аварии и атомных взрывов // Труды Международной конференции "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях" (Москва, 24–26 апреля 2000). – Санкт-Петербург: Гидрометеониздат, 2000. – Т. 1. – С. 361–366.
6. Бунтова О.Г., Гацак С.П., Зленко М.Г., Чайка В.М., Зиков О.Є., Третьякова Л.В. Фітосанітарна і епізоотична ситуація в біоценозах зони відчуження через 14 років після аварії на ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. – № 15 (березень). – С. 50–53.
7. Гацак С.П. Орнитофауна эвакуированного города Припять // Вестник зоологии. – 2000. – Отд. вып. 14. – С. 90–100.
8. Гацак С.П., Бунтова Е.Г., Руденская Г.А., Чижевский И.В. Особенности видового состава насекомых (Insectivora) и грызунов (Rodentia) Чернобыльской зоны отчуждения // Вестник зоологии. – 2000. – Т. 34, № 6. – С. 51–56.
9. Носовский А.В., Осолков Б.Я., Иванов Е.А., Удовиченко В.П. Славутич: вопросы радиационной экологии / Под общ. ред. А. В. Носовского, Б. Я. Осолкова. – К.: Вища школа, 2001. – 263 с.
10. Осолков Б.Я., Максименко А.М., Носовский А.В., Удовиченко В.П. О реабилитации радиоактивно-загрязненных территорий (на примере г. Славутич) // Наукові та технічні аспекти міжнародного співробітництва в Чорнобилі: Зб. наук. ст. Вип. 2 / За заг. ред. В. М. Глигала, А. В. Носовського. – Славутич: Укратомвидав, 2000. – С. 541–550.

2001

11. Baker R.J., Bickham A.M., Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Matson C.W., Rodgers B.E., Wickliffe J. K., Chesser R.K. Consequences of polluted environments on population structure: The bank vole (*Clethrionomys glareolus*) at Chornobyl // EcoToxicology. – 2001. – Vol. 10, No. 4. – P. 211–216.
12. Chesser R.K., Rodgers B.E., Wickliffe J.K., Phillips C.J., Gaschak S., Baker R.J. Accumulation of $^{137}\text{Cesium}$ and $^{90}\text{Strontium}$ through abiotic and biotic pathways in rodents at Chornobyl // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2001. – Vol. 20, No. 9. – P. 1927–1935.
13. Zheltonozhsky V., Muck K., Bondarkov M. Classification of hot particles from Chernobyl accident and nuclear weapons detonations by non-destructive methods // J. of Environmental Radioactivity. – 2001. – Vol. 57. – P. 151–166.
14. Носовський А.В., Осолков Б.Я., Толстоногов В.К. Зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС. Аналіз досвіду // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2001. – № 17. – С. 43–50.
15. Осолков Б.Я. Про реабілітацію Чорнобильської зони відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2001. – № 18. – С. 13–16.
16. Осолков Б.Я., Носовський А.В. Экологические аспекты вывода из эксплуатации Чернобыльской АЭС // Наукові та технічні аспекти міжнародного співробітництва в Чорнобилі: Зб. наук. ст. Вип. 3 / За заг. ред. В. М. Глигала, А. В. Носовського. – К.: Вища школа, 2001. – С. 441–450.
17. Иванов Ю. О. Динаміка перерозподілу радіонуклідів у ґрунтах і рослинності // Чорнобиль. Зона відчуження (Зб. Наук. праць). – К.: Наук. думка, 2001. – С. 47–76.
18. Иванов Ю. О. Особливості накопичення радіонуклідів. Флористичні комплекси // Чорнобиль. Зона відчуження (Зб. Наук. праць). – К.: Наук. думка, 2001. – С. 77–99.

2002

19. Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Goryanaya Ju.A., Maximenko A.M., Ryabushkin A.N., Salyi O.V., Shulga A.A., Awan S., Chesser R.K., Rodgers B.E. Parameters of bank vole decontamination from radiocesium and radiostrontium // Proc. of the Int. Congr. "ECORAD 2001" (Aix-en-Provence, France, 3–7 Sep. 2001): Vol. 2. – Radioprotection – Colloques. – 2002. – Vol. 37, C1. – P. 385–390.

20. *Bondarkov M., Gaschak S., Maksimenko A., Sadovnikov L., Zheltonozhsky V.* Studying of vertical migration of ^{90}Sr by non radiochemical technique // Proc. of the Int. Conf. on Radioactivity in the Environment (Monaco, 1–5 Sep. 2002): CD list.
21. *Bondarkov M.D., Maksimenko A.M., Zheltonozhsky V.A.* Non radiochemical technique for ^{90}Sr measurement // Proc. of the Int. Congr. “ECORAD 2001” (Aix-en-Provence, France, 3–7 Sep. 2001): Vol. 2. – Radioprotection – Colloques. – 2002. – Vol. 37, C1. – P. 927–931.
22. *Gaschak S.P., Barchuk R.A., Goryanaya J.A.* Histological study of thyroid gland, adrenal gland cortex and hypophysis of *Clethrionomys glareolus* under the conditions of habitat radioactive contamination // Abstracts of Poster Display Presentations. Int. Scien. Workshop “Radioecology of Chornobyl Zone” (Slavutych, 18–19 Sep 2002). – 2002. – P. 155–157.
23. *Oleksyk T.K., Gashchak S.P., Glenn T.C., Jagoe C.H., Peles J.D., Purdue J.R., Tsyusko O.V., Zalissky O.O., Smith M.H.* Frequency distributions of ^{137}Cs in fish and mammal populations // J. of Environmental Radioactivity. – 2002. – Vol. 61. – P. 55–74.
24. *Oleksyk T.K., Smith M.H., Gaschak S.P., Novak J.M., Purdue J.P.* Problems with developmental stability in two rodent species from Chornobyl // Proc. of the Int. Congr. “ECORAD 2001” (Aix-en-Provence, France, 3–7 Sep. 2001): Vol. 2 – Radioprotection – Colloques. – 2002. – Vol. 37, C1. – P. 859–864.
25. *Smith M.H., Novak J.M., Oleksyk T.K., Purdue J.R., Gaschak S.P.* Fluctuating asymmetry of shape in rodents from radioactively contaminated environments at Chornobyl // Наукові і технічні аспекти Чорнобиля: Зб. наук. ст. Вип. 4 / За заг. ред. В. М. Глигала, А. В. Носовського. – К.: Політехніка, 2002. – С. 492–503.
26. *Бондарьков М.Д., Бондарьков Д.М., Желтоножский В.А., Максименко А.М., Садовников Л.В., Стрильчук Н.В.* Метод измерения концентрации ^{90}Sr в биологических объектах и пробах грунта без радиохимии // Зб. наук. праць Ін-ту ядерних досл. НАН України. – 2002. – № 2 (8). – С. 162–167.
27. *Бондарьков М.Д., Гащак С.П., Горяная Ю.А., Максименко А.М., Рябушкин А.Н., Салий О.В., Шульга А.А., Аван С., Чессер Р.К., Роджерс Б.Е.* Некоторые характеристики метаболизма ^{90}Sr и ^{137}Cs у детенышей рыжей полевки // Наукові і технічні аспекти Чорнобиля: Зб. наук. ст. Вип. 4 / За заг. ред. В. М. Глигала, А. В. Носовського. – К.: Політехніка, 2002. – С. 477–484.
28. *Бондарьков М.Д., Гащак С.П., Горяная Ю.А., Максименко А.М., Шульга А.А., Чижевский И.В., Олексик Т.* Особенности радиоактивного загрязнения амфибий Чернобыльской зоны // Наукові і технічні аспекти Чорнобиля: Зб. наук. ст. Вип. 4 / За заг. ред. В. М. Глигала, А. В. Носовського. – К.: Політехніка, 2002. – С. 508–517.
29. *Иванов Ю.А., Архипов А.Н., Долин В.В., Шестопалов В.М.* Автореабилитационные процессы на загрязненных землях // Наукові і технічні аспекти Чорнобиля: Зб. наук. ст. Вип. 4 / За заг. ред. В. М. Глигала, А. В. Носовського. – К.: Політехніка, 2002. – С. 405–409.
30. *Гащак С.П.* Нотатки про деяких рідкісних птахів з території Чорнобильської зони відчуження // Беркут. – 2002. – Т. 11, вип. 2. – С. 141–147.
31. *Гащак С.П.* Щодо гніздування червоноголового сорокопуда на півдні Криму // Беркут. – 2002. – Т. 11, вип. 2. – С. 200.

2003

32. *Baryakhtar V.G., Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Goryanaya Ju.A., Maksimenko A.M., Liabik V.V., Chesser R.K., Baker R.G.* Problems in small mammals radioecology // Environmental Sciences and Pollution Research. – 2003. – Spec. Iss. No 1. – P. 95–106.
33. *Baryakhtar V.G., Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Ivanov Yu. A., Arkhipov N. P.* The Radioecology of an Urban Landscape, Using the Example of Pripjat // Environmental Sciences and Pollution Research. – 2003. – Spec. Iss. No 1. – P. 63–72.
34. *Bondarkov M.D., Maksimenko A.M., Martynenko V.I., Nosovskiy A.V., Oskolkov B.Ya., Ryabushkin A.N., Shulga A.A., Sadovnikov L.V., Zheltonozhskiy V.A., Savin A.I., Petrov V.V.* Experimental determination of the radioactive isotope content in the reactor graphite GRP-2-125 // Тези доп. VI конференції Міжнародного чорнобильського центру “Міжнародне співробітництво – Чорнобілю” (Славутич, Україна, 9–12 вересня 2003 р.). – Славутич, 2003. – С. 42–43.
35. *Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Goryanaya Ju.A., Maksimenko A.M., Chesser R.K., Baker R.G.* Radionuclides accumulation and dose burden in small mammals in Chornobyl zone // Contributed papers of

- Int. conf. on the protection of the environment from the effects of ionizing radiation (Stockholm, Sweden, 6–10 Oct. 2003). – IAEA-CN-109/100, 2003. – P. 237–241.
36. Bondarkov M.D., Gaschak S.P., Ivanov Yu.A., Maksimenko A.M., Ryabushkin A.N., Zheltonozhsky V.A., Sadovnikov L.V., Chesser R.K., Baker R.G. Parameters of radiation situation on the territory of the Red Forest site in the Chernobyl exclusion zone as impact factors for wild non-human species // Contributed papers of Int. conf. on the protection of the environment from the effects of ionizing radiation (Stockholm, Sweden, 6–10 Oct. 2003). – IAEA-CN-109/100, 2003. – P. 196–199.
 37. Gaschak S., Chizhevsky I., Arkhipov A., Beresford N.A., Barnett C.L. The transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr to wild animals within the Chernobyl exclusion zone // Contributed papers of Int. conf. on the protection of the environment from the effects of ionizing radiation (Stockholm, Sweden, 6–10 Oct. 2003). – IAEA-CN-109/84, 2003. – P. 200–202.
 38. Ivanov Yu.A., Kashparov V.A. Long-term dynamics of radioecological situation in terrestrial ecosystems on the territory of Exclusion Zone // Environmental Sciences and Pollution Research. – 2003. – Spec. Iss. No 1. – P. 13–20.
 39. Shestopalov V.M., Kashparov V.A., Ivanov Yu.A. Radionuclide migration into the geological environment and biota after Chernobyl accident // Environmental Sciences and Pollution Research. – 2003. – Spec. Iss. No 1. – P. 39–47.
 40. Wickliffe J.K., Bickham A.M., Rodgers B.E., Chesser R.K., Phillips C.J., Gaschak S.P., Goryanaya J.A., Chizhevsky I., Baker R.J. Exposure to low dose-rate γ -radiation does not induce point mutations in Big Blue mice // Environmental and Molecular Mutagenesis. – 2003. – Vol. 42(1). – P. 11–18.
 41. Wickliffe J.K., Rodgers B.E., Chesser R.K., Phillips C.J., Gaschak S.P., Baker R.J. Mitochondrial DNA heteroplasmy in laboratory mice experimentally enclosed in the radioactive Chernobyl environment // Radiation Research. – 2003. – Vol. 159. – P. 458–464.
 42. Wickliffe J.K., Rodgers B.E., Chesser R.K., Phillips C.J., Gaschak S.P., Baker R.J. Letter to the editor: Response to Dubrova et al. (2000): Induction of minisatellite mutation in the mouse germline by low-dose chronic exposure to gamma-radiation and fission neutrons // Radiation Research. – 2003. – Vol. 160. – P. 611–612.
 43. Бобро Д.Г., Бондарьков М.Д., Носовский А.В., Павлович В.Н., Фомин В.В., Шацман А.В. Сравнительный анализ экспериментальных и расчетных данных активности и нуклидного состава графитовых элементов каналов реактора 2-го энергоблока ЧАЭС // Ядерная и радиационная безопасность. – 2003. – Т. 3. – С. 78–86.
 44. Гацук С.П. Интересные зоологические находки с севера Киевской и Черниговской областей // Вестник зоологии. – 2003. – Т. 37, вып. 3. – С. 64.
 45. Горяная Ю.А., Барчук Р.А., Варенюк И.М., Гацук С.П. Морфофункциональный анализ активности щитовидной железы и надпочечников *Clethrionomys glareolus* в условиях радиоактивного загрязнения среды обитания // 36. тез III з'їзду з радіаційних досліджень. Радіобіологія і радіоекологія (Київ, 21–25 травня 2003 р.). – Київ, 2003. – С. 141.
 46. Осколков Б.Я., Максименко А.М., Джепо С.П., Скальский А.С., Фомин В.В., Андреев В.В., Драпеко Г.Ф., Заграй А.И. Экологическая оценка загрязнения подземных вод на территории промплощадки ЧАЭС // Тези доп. VI конференції Міжнародного чорнобильського центру “Міжнародне співробітництво – Чорнобілю” (Славутич, Україна, 9–12 вересня 2003 р.). – Славутич, 2003. – С. 239–240.

2004

47. Chesser R.K., Bondarkov M.D., Baker R.J., Wickliffe J.K., Rodgers B.E. Reconstruction of radioactive plume characteristics along Chernobyl's Western Trace // J. of Environmental Radioactivity. – 2004. – Vol. 71 (2). – P. 147–157.
48. Oleksyk T.K., Novak J.M., Perdue J.R., Gashchak S.P., Smith M.H. High levels of fluctuating asymmetry in populations of *Apodemus flavicollis* from the most contaminated areas in Chronobyl // J. of Environmental Radioactivity. – 2004. – Vol. 73. – P. 1–20.
49. Барчук Р.О. Патологічні зміни периферичної крові синиць, які мешкають у радіоактивно забрудненій зоні Чорнобильської АЕС // Тез. док. Міждунар. науч. семинара «Радіоекологія чорнобильської зони» (Славутич, 13–14 сентября 2004 г.). – Славутич, 2004. – С. 9.
50. Бондарьков М. Д., Барчук Р. О., Гацук С. П., Горяная Ю.О., Іванов Ю.О., Максименко А.М., Осколков Б.Я. Радіоекологічні та радіобіологічні дослідження Міжнародної радіоекологічної лабораторії

рії у Чорнобильській зоні відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2004. – № 2 (24). – С. 48–54.

51. Гацук С.П. Деякі результати мічення білохвостого орлану на території Чорнобильської зони відчуження // Беркут. – 2004. – Т. 13, вип. 1. – С. 73–75.

2005

52. Beresford N.A., Wright S.M., Barnett C.L., Wood M.D., Gaschak S., Arkhipov A., Sazykina T.G., Howard B.J. Predicting radionuclide transfer to wild animals – an application of a proposed environmental impact assessment framework to the Chernobyl exclusion zone // Radiation and Environmental Biophysics. – 2005. – Vol. 44. – P. 161–168.
53. Bondarkov M., Gaschak S., Maksimenko A., Martynenko V., Maksimenko V., Shulga A., Arkhipov A. Penetration of radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs) into construction materials in the Chernobyl zone // Proc. of the 2nd Int. Conf. on Radioactivity in the Environment (Nice, France, 2–6 Oct. 2005). – Osteras: NRPA, 2005. – P. 483–486.
54. Gaschak S., Bondarkov M., Goryanaya Ju., Maksimenko A., Maksimenko V., Martynenko V., Chizhevsky I., Barchuk R., Shulga A., Møller A.P., Mousseau T.A. Radioecology of small birds in the Chernobyl zone // Proc. of the 2nd Int. Conf. on Radioactivity in the Environment (Nice, France, 2–6 Oct. 2005). – Osteras: NRPA, 2005. – P. 494–497.
55. Beresford N.A., Balonov M., Beaugelin-Seiller K., Børretzen P., Brown J., Jing-Jey Cheng, Copplestone D., Doi M., Gaschak S., Golikov S., Horyna J., Hosseine A., Howard B.J., Jasserand F., Nedveckaite T., Olyslaegers G., Sazykina T., Vives i Batlle J., Yankovich T., Yu Ch. Models and approaches available to estimate the exposure of non-human biota: an international comparison of predictions // Proc. of the 2nd Int. Conf. on Radioactivity in the Environment (Nice, France, 2–6 Oct. 2005). – Osteras: NRPA, 2005. – P. 146–149.
56. Ivanov Yu.A., Bondarkov M.D., Los I.P., Kashparov V.A., Arkhipov A.N., Paskevich S.A., Kalinenko L.V., Demchuk V.V. Methodological and methodical support for remediation of areas abandoned as a result of radioactive contamination // Proc. of the 2nd Int. Conf. on Radioactivity in the Environment (Nice, France, 2–6 Oct. 2005). – Osteras: NRPA, 2005. – P. 64–67.
57. Бондарьков М. Д., Желтоножская М. В., Максименко А. М., Садовников Л. В. Определение содержания изотопов плутония в чернобыльских образцах по характеристическому L_{α} -излучению урана // Проблемы безопасности атомных электростанций и Чернобиля. – 2005. – Вип. 2. – С. 108–112.
58. Бугай Д. О., Скальський О. С., Джепо С. П., Осколков Б. Я. Експериментальні гідрогеологічні дослідження і фільтраційні розрахунки водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2005. – № 1 (25). – С. 42–57.
59. Гацук С. П. О гнездовании лебедя-кликун в Чернобыльской зоне Украины // Беркут. – 2005. – Т. 14, вип. 2. – С. 269–270.

2006

60. Tsusko O.V., Smith M.H., Oleksyk T.K., Goryanaya Ju., Glenn T.C. Genetics of cattails in radioactively contaminated areas around Chernobyl // Molecular Ecology. – 2006. – Vol. 15. – P. 2611–2625.
61. Wickliffe J.K., Dunina-Barkovskaya Y.V., Gaschak S.P., Rodgers B.E., Chesser R.K., Bondarkov M., Baker R.J. Variation in mitochondrial DNA control region haplotypes in populations of the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, living in the Chernobyl environment // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2006. – Vol. 25 (2). – P. 503–508.
62. Бондарьков М. Д., Желтоножская М. В., Гацук С. П., Иванов Ю. А., Максименко А. М., Мартыненко В. И., Роджерс Б., Чессер Р. К., Бондарьков Д. М. Вертикальная миграция радионуклидов на исследовательских полигонах Чернобыльской зоны // Проблемы безопасности атомных электростанций и Чернобиля. – 2006. – Вип. 6. – С. 155–163.
63. Бондарьков М. Д., Максименко А. М., Вишневский И. Н., Желтоножский В. А., Желтоножская М. В., Садовников Л. В., Ильичев С. В., Боярищев В. В., Мюллер В. Исследования радиоактивности в технологических отходах Южно-Украинской АЭС // Ядерная физика та енергетика. – 2006. – № 2 (18). – С. 88–92.

64. Гацук С.П. «Заповедные проблемы» Чернобыльской зоны // Заповідна справа в Україні. – 2006. – Т. 12, вип. 2. – С. 83–90.
65. Гацук С.П., Вишневський Д.О., Заліський О.О. Фауна хребетних тварин Чорнобильської зони як передумова створення заповідних об'єктів на її території // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2006. – № 1 (27). – С. 57–65.
66. Гацук С.П., Вишневський Д.О., Заліський О.О. Фауна хребетних тварин Чорнобильської зони відчуження (Україна). – Славутич: Вид-во ЧЦПЯБВР, 2006. – 100 с.
67. Гацук С.П., Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Бондарьков М.Д. Многолетние тенденции радиоактивного загрязнения позвоночных животных Чернобыльской зоны // Тез. докл. Междунар. науч. семинара «Радиоэкология чернобыльской зоны» (Славутич, 27–29 сентября 2006 г.). – Славутич, 2006. – С. 71–73.
68. Иванов Ю.А. Автореабилитационные процессы в экосистемах на отчужденных территориях и их учет при планировании реабилитационных мероприятий // Тез. докл. Междунар. науч. семинара «Радиоэкология чернобыльской зоны» (Славутич, 27–29 сентября 2006 г.). – Славутич, 2006. – С. 80–82.
69. Маклюк Ю.А., Гацук С.П., Липская А.И., Максименко А.М. Оценка распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по органам и тканям рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus*) в условиях Чернобыльской зоны // Ядерна фізика та енергетика. – 2006. – № 2 (18). – С. 115–123.
70. Скальський А.С., Бугай Д.А., Джено С.П., Киреев С.И., Обризан С.Н., Халява В.Г., Бондарьков М.Д., Максименко А.М., Осолков Б.Я. Современное состояние подземных вод в Чернобыльской зоне отчуждения // Тез. докл. Межд. науч. семинара «Радиоэкология Чернобыльской зоны» (Славутич, 27–29 сентября 2006 г.). – 2006. – С. 66–69.

2007

71. Hoofe S.R., Gaschak S.P., Dunina-Barkovskaya Ye., Makluk J., Meeks H.N., Wickliffe J.K., Baker R.J. New information for systematics, taxonomy, and phylogeography of the rodent genus *Apodemus* (Sylvaemus) in Ukraine // J. Mammalogy. – 2007. – Vol. 88 (2). – P. 330–342.
72. Howard B.J., Beresford N.A., Gaschak S., Arkhipov A., Mayes R.W., Caborn J., Strømman G., Wacker L. The transfer of $^{239/240}\text{Pu}$ to cow milk // J. of Environmental Radioactivity. – 2007. – Vol. 98. – P. 191–204.
73. Маклюк Ю.А., Гацук С.П., Максименко А.М., Бондарьков М.Д. Оценка параметров выведения ^{90}Sr и ^{137}Cs из организма диких и лабораторных мелких млекопитающих *in vivo* после их естественного загрязнения в Чернобыльской зоне // Радиобиология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47, № 4. – С. 444–456.
74. Маклюк Ю.А., Гацук С.П., Максименко А.М., Бондарьков М.Д., Бересфорд Н. Величина и структура дозовых нагрузок у мелких млекопитающих Чернобыльской зоны через 19 лет после аварии // Ядерна фізика та енергетика. – 2007. – № 3 (21) – С. 81–91.
75. Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Гацук С.П., Бондарьков М. Д., Чижевский И. В. Многолетняя динамика радиоактивного загрязнения (^{90}Sr , ^{137}Cs) мелких млекопитающих в Чернобыльской зоне // Экология. – 2007. – Т. 38 (3). – С. 198–206.

2008

76. Beresford N.A., Gaschak S., Barnett C.L., Howard B.J., Chizhevsky I., Strømman G., Oughton D.H., Wright S.M., Coppstone D., Maksimenko A. Estimating the exposure of small mammals at three sites within the Chernobyl exclusion zone – a test application of the ERICA-Tool // J. of Environmental Radioactivity. – 2008. – Vol. 99. – P. 1496–1502.
77. Gaschak S., Oskolkov B., Bondarkov M., Maksimenko A., Maksimenko V., Martynenko V., Hinton T. Radioactive contamination of terrestrial ecosystems around Chernobyl NPP's cooling pond prior to draw-down // Proc. of the Int. Conf. on radioecology and environment radioactivity (Bergen, Norway, 15–20 June 2008): Posters. Part 2. – Osteras: NRPA, 2008. – P. 123–127.
78. Ivanov Yu.A., Bondarkov M.D., Paskevich S.A. Exclusion zone of Chernobyl NPP – analysis of unsolved radioecological problems at the late phase of the accident // Proc. of the Int. Conf. on radioecology and environment radioactivity (Bergen, Norway, 15–20 June 2008): Posters. Part 2. – Osteras: NRPA, 2008. – P. 163–166.

79. *Maklyuk Yu., Gaschak S., Maksimenko A., Bondarkov M., Beresford N.* Dose rates to small mammals in the Chernobyl zone 19 years after the accident // Proc. of the Int. Conf. on radioecology and environment radioactivity (Bergen, Norway, 15–20 June 2008): Posters. Part 2. – Osteras: NRPA, 2008. – P. 208–211.
80. *Thiessen K.M., Batandjiev B., Andersson K.G., Arkhipov A., Charnock T.W., Gallay F., Gaschak S., Golikov V., Hwang W.T., Kaiser J.C., Kamboj S., Steiner M., Tomas J., Trifunovic D., Yu C., Zelmer R.L., Zlobenko B.* Improvement of modelling capabilities for assessing urban contamination: The EMRAS Urban Remediation Working Group // Applied Radiation and Isotopes. – 2008. – Vol. 66. – P. 1741–1744.
81. *Гацук С.П., Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Максименко В.М., Мартыненко В.И., Чижевский И.В., Бондарьков М.Д., Муссо Т.А.* Особенности радиоактивного загрязнения мелких птиц в Чернобыльской зоне в 2003–2005 годах // Радиобиология. Радиоэкология. – 2008. – Т. 48, № 1. – С. 28–47.
82. *Гацук С.П.* Про досвід автоматичного фотографування диких тварин у Чернобильській зоні // Раритетна теріофауна та її охорона / Під ред. І. Загороднюка. – Луганськ, 2008. – С. 28–36. – (Праці Теріологічної школи, вип. 9).
83. *Гацук С.П., Хуффер С., Маклюк Ю.А., Микс Х., Вуклифф Д., Бейкер Р.* О видовом разнообразии мышей рода *Sylvaeemus* в Украине // Раритетна теріофауна та її охорона / Під ред. І. Загороднюка. – Луганськ, 2008. – С. 80–92. – (Праці Теріологічної школи, вип. 9).

2009

84. *Barnett C.L., Gaschak S., Beresford N.A., Howard B.J., Maksimenko A.M.* Radionuclide activity concentrations in two species of reptiles from the Chernobyl exclusion zone // Radioprotection. – 2009. – Vol. 44 (5). – P. 537–542. – (Proc. of the Int. Congr. “Radioecology and environment radioactivity: ECORAD-2008”. Bergen, Norway, 15–20 June, 2008).
85. *Beresford N.A., Barnett C.L., Beaugelin-Seiller K., Brown J.E., Cheng J.-J., Copplestone D., Gaschak S., Hingston J.L., Horyna J., Hosseini A., Howard B.J., Kamboj S., Kryshev A., Nedveckaite T., Olyslaegers G., Sazykina T., Smith J.S., Telleria D., Vives J., Battlle, Yankovich T.L., Heling R., Yu C.* Findings and recommendations from an international comparison of models and approaches for the estimation of radiological exposure to non-human biota // Radioprotection. – 2009. – Vol. 44 (5). – P. 565–570. – (Proc. of the Int. Congr. “Radioecology and environment radioactivity: ECORAD-2008”. Bergen, Norway, 15–20 June, 2008).
86. *Bondarkov M., Ivanov Yu., Bondarkov D., Gaschak S., Maksimeko A., Chesser R., Rodgers B., Zheltonozhskaya M.* Half-lives of self-purification for various isotopes in soils of the Chernobyl exclusion zone // Radioprotection. – 2009. – Vol. 44 (5). – P. 909–911. – (Proc. of the Int. Congr. “Radioecology and environment radioactivity: ECORAD-2008”. Bergen, Norway, 15–20 June, 2008).
87. *Chesser R.K., Rodgers B.E., Bondarkov M.D., Shubber E., Phillips C.J.* Piecing together Iraq’s nuclear legacy // Bulletin of the Atomic Scientists. – May/June 2009. – Vol. 65 (3). – P. 1–15.
88. *Gaschak S., Bondarkov M., Makluk Ju., Maksimenko A., Martynenko V., Chizhevsky I., Mousseau Ta.* Assessment of radionuclide export from Chernobyl zone via birds 18 years following the accident // Radioprotection. – 2009. – Vol. 44 (5). – P. 849–852. – (Proc. of the Int. Congr. “Radioecology and environment radioactivity: ECORAD-2008”. Bergen, Norway, 15–20 June, 2008).
89. *Meeks H.N., Chesser R.K., Rodgers B.E., Gaschak S., Baker R.J.* Understanding the genetic consequences of environmental toxicant exposure: Chernobyl as a model system // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2009. – Vol. 28 (9). – P. 1982–1994.
90. *Thiessen K.M., Arkhipov A., Batandjiev B., Charnock T.W., Gaschak S., Golikov V., Hwang W.T., Tomás J., Zlobenko B.* Modelling of a large-scale urban contamination situation and remediation alternatives // J. of Environmental Radioactivity. – 2009. – Vol. 100. – P. 413–421.
91. *Бондарьков М.Д., Бондарьков Д.М., Максименко А.М., Желтоножский В.А., Желтоножская М.В., Петров В.В., Савин А.И.* Исследование содержания радиоактивности графита Чернобыльской АЭС // Изв. РАН. – 2009. – Т. 73, № 2. – С. 274–278.
92. *Бондарьков М.Д., Максименко А.М., Вишневский И.Н., Желтоножский В.А., Желтоножская М.В., Садовников Л.В., Ильичев С.В., Боярищев В.В.* Радиоактивность в технологических отходах АЭС // Изв. РАН. – 2009. – Т. 73, № 2. – С. 279–282.

93. *Иванов Ю. А., Бондарьков М. Д.* Нерешенные радиоэкологические проблемы зоны отчуждения ЧАЭС на поздней фазе аварии // Радиобиология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 3. – С. 302–310.
94. *Гаццак С.П., Бондарьков М.Д., Иванов Ю.А., Максименко А.М., Мартыненко В.И., Архипов А.Н.* Радиоэкология урбанизированного ландшафта на примере г. Припять // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 2009. – № 9. – (настоящий сборник).
95. *Гаццак С.П., Осколков Б.Я., Бондарьков М.Д., Максименко А.М., Максименко В.М., Мартыненко В.И., Хинтон Т.Г.* Комплексная характеристика сухопутных экосистем на берегах водоема-охладителя ЧАЭС накануне его осушения // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 2009. – № 9. – (настоящий сборник).
96. *Гаццак С.П., Бондарьков М.Д., Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Мартыненко В.И., Чижевский И.В.* Запас ^{90}Sr и ^{137}Cs в биомассе птиц на территории Чернобыльской зоны и размер выноса радионуклидов с птицами за ее пределы // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 2009. – № 9. – (настоящий сборник).
97. *Гаццак С.П., Маклюк Ю.А., Максименко А.М., Бондарьков М.Д.* Радиоэкология амфибий Чернобыльской зоны // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 2009. – № 9. – (настоящий сборник).
98. *Гаццак С.П.* Основные аспекты радиоэкологии крупных млекопитающих чернобыльской зоны // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 2009. – № 9. – (настоящий сборник).
99. *Гаццак С.П., Влащенко А.С., Наглов А.В.* Результаты изучения фауны и радиоактивного загрязнения рукокрылых Чернобыльской зоны отчуждения в 2007–2009 годах // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 2009. – № 9. – (настоящий сборник).
100. *Максименко А. М., Бондарьков М. Д., Заграй А. И., Звеницкий М.И., Черникова Н.П.* Разработка и аттестация метода радиохимического анализа стронция-90 в жидких средах // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 2009. – № 9. – (настоящий сборник).
101. *Ivanov Yu.A., Kashparov V.A., Levchuk S.E., Khomutinin Yu.V., Bondarkov M.D., Maksimenko A.M., Farfán E.B., Jannik G.T., Marra J.C.* Long-term dynamics of radionuclide vertical migration in soils of the Chernobyl nuclear power plant exclusion zone // Environmental Science Technology (Submitted, November 5, 2009)
102. *Farfán E. B., Gashchak S.P., Maksymenko S.P., Jannik G.T., Marra J.C., Bondarkov M.D., Maksymenko V., Donnelly E.H.* Assessment of beta particle flux from surface contamination as a relative indicator for radionuclide distribution on external surfaces of a multi-story building in Pripjat // Health Physics Journal (Submitted, November 9, 2009)
103. *Oskolkov B.Ya., Bondarkov M. D., Gashchak S. P., Maksymenko A.M., Maksymenko V.M., Martynenko V.I., Farfán E.B., Jannik G.T., Marra J.C.* Environmental problems associated with decommissioning the Chernobyl nuclear power plant cooling pond // Health Physics Journal (Submitted, Sept. 2009).

ПРАВИЛА ОФОРМЛЕННЯ СТАТЕЙ ДЛЯ АВТОРІВ ЗБІРНИКА "ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ"

До збірника приймаються не опубліковані раніше і не призначені для одночасного опублікування в інших виданнях праці, присвячені проблемам радіоекології Чорнобильської Зони відчуження, поводження з радіоактивними відходами в Зоні, перетворення об'єкту "Укриття" в екологічно безпечну систему, експлуатації підприємств, розташованих в зоні, медико-біологічних аспектів та ін.

Обсяг статті не повинен перевищувати 24 стор. машинопису. Авторський рукопис (основний текст з таблицями, ілюстраціями, анотаціями на окремій сторінці) подається у редакцію у трьох примірниках разом з необхідною супровідною документацією (скерування установи, акт експертизи, рецензія внутрішня та зовнішня).

ВИМОГИ ДО ТЕХНІЧНОГО ОФОРМЛЕННЯ РУКОПISУ

Абзацний відступ повинен дорівнювати п'яти знакам. У рядку повинно бути 60 ± 2 знаки, на сторінці суцільного тексту — 29 ± 1 рядки лише через два інтервали.

Заголовки відділяються від тексту зверху і знизу трьома інтервалами.

2. Перед текстом статті має бути вказаний цифровий номер УДК (з лівого боку), ініціали і прізвища авторів, а потім назва статті. Після назви на окремій сторінці наводиться текст анотації (до 0,5 стор.) мовою оригіналу.

В кінці тексту на першій сторінці статті повинно бути надруковано: ініціали та прізвища авторів (наприклад, Є.В. Соботович, В.В. Долін, 1994).

3. Після основного тексту статті на окремій сторінці без заголовку оформляється список літератури в порядку посилань. Праці, на які нема посилань у тексті, у список не включаються. Після списку літератури повинна йти розгорнута назва організації, де виконана робота, і підпис автора (авторів) статті. Сторінки кожної статті слід пронумерувати.

4. На окремій сторінці друкується анотація статті українською та англійською мовами. Анотація повинна включати ініціали, прізвища авторів, назву статті і короткий (до 0,5 стор.) текст, що відображає основний зміст статті.

5. Математичні, хімічні формули і символи повинні бути віддруковані на принтері або чітко вписані від руки чорним чорнилом (пастою, тушшю); знаки, цифри, букви мають бути правильно розміщені відповідно до змісту формули. Між рядками формули і дробовими рисками зберігаються інтервали, що допускають вільну їх розмітку.

6. Формули у перших двох примірниках рукопису повинні бути розмічені згідно з такими вимогами:

латинські букви, що набираються курсивом, слід підкреслити хвилястою лінією фіолетовою (синьою) пастою;

однакові за написанням букви (ВЬ, Сс, Кк, Оо, Рр, Ss і т. ін.) треба помітити двома рисками: великі — знизу (C), малі — зверху (w);

букви, що набираються прямим шрифтом (тригонометричні функції, exp, log, lim і т. ін., цифра 0) підкреслити фіолетовою (синьою) пастою знаком ;

букви, що набираються напівжирним шрифтом, мають бути підкреслені прямою жирною лінією чорною пастою;

показники степені, верхні індекси та інші порядкові знаки мають бути відзначені дужкою  а порядкові знаки (нижні індекси) — дужкою  фіолетовою (синьою) пастою;

грецькі букви мають бути підкреслені червоним олівцем (пастою);

рукописні букви слід підкреслити жовтим олівцем;

готичні букви слід підкреслити синім олівцем, а на лівому полі сторінки звичайним олівцем написати ці букви і пояснити їх;

математичні символи слід пояснити звичайним олівцем по лівому полі сторінки.

Ілюстрації і таблиці додаються на окремих аркушах. Кожна таблиця повинна мати тематичний заголовок. Всі графі таблиць повинні мати назву, яка точно відповідає даним, наведеним в них. До кожної статті бажано додати не більш трьох ілюстрацій. Всі слова в таблиці слід писати без скорочень (крім розмінностей). Ілюстрації можуть бути виконані на білому папері або кальці тушшю або роздруковані на принтері через стрічку хорошої якості з позначенням і розміткою на кожному примірнику. На звороті кожної ілюстрації і таблиці треба вказати її порядковий номер, прізвища авторів і назву статті, а при необхідності — відмітити "верх", "низ", потрібний також підпис автора (авторів) на звороті. У тексті рукопису на полях простим олівцем проставити номери ілюстрацій чи таблиць проти тих місць, де вони повинні бути вставлені,

ВЗРАЗИ ОФОРМЛЕННЯ БІБЛІОГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ

1. *Александровский Ю.А.* Экологические катастрофы и психическое здоровье // Сов. медицина. — 1991. — № 12. — С.7-10.

2. *Булдаков Л.А., Гусев Д.И., Гусев Н.Г. и др.* Радиационная безопасность в атомной энергетике // Под ред. А.И. Бурназяна. — М.: Атомиздат, 1981. — 120 с.

3. *Клебанова В.А.* Гигиеническая оценка загрязнения воздушной среды жилых и общественных зданий и придомных территорий: Автореф. дис. ... канд. мед. наук. — М., 1979. — 25 с.

4. *Соботович В.В., Ольховик Ю.А., Коромисленко Т.Ш., Соколич Г.А.* Сравнительная характеристика миграционной способности радионуклидов в донных отложениях водоемов ближней зоны Чернобыльской АЭС // Докл. АН УССР. Сер. А. - 1990. — А⁸. — С.12-16.

5. *Вегичев С.Н., Боровой А.А., Вурлаков Е.В. и др.* Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС: Краткий справочник. - М, 1990 - 21 с. (Препр. / АН СССР; ИАЗ- 5208/3).

6. *Суханова А.И.* Морфологические различия растительноядных рыб на ранних периодах развития и поведение их эмбрионов и личинок // Новые исследования по экологии и разведению растительноядных рыб. — М.; Наука, 1968. — С.194-200.

7. *Руководство по биотехнике разведения и выращивания* растительноядных рыб / Под ред. В.К. Виноградова. М.: ВНИИПРХ, 1975. - 100 с.

8. *Воронина З.А., Шеханова И.А.* Влияние инкорпорированного цезия-137 и стронция-90 на ооциты на стадии протоплазматического роста у тиляпии // Роль факторов внешней среды в онтогенезе: Тез. докл. на стип. (Москва, 30 окт. — 1 нояб. 1974 г.). — М., 1974. — С.9- 10.

9. *Julius N.N., Simpson E., Herrenberg L.A.* A rapid method for isolation of functional thymus derived murine lymphocytes // Eur J/ Immunol. — 1973. — № 13. — P. 645-646.

**МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ
З ПИТАНЬ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ ТА У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ
ВІД НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ**

ДЕРЖАВНИЙ ДЕПАРТАМЕНТ – АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
І ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО (ОБОВ'ЯЗКОВОГО) ВІДСЕЛЕННЯ, 2009

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Науково-технічний збірник

Випуск 9

(російською та українською мовами)

Підп. до друку 02.12.09. Формат 70х108/16. Папір офс. №1. Офс. друк.
Ум.друк. арк. 9.88 Тираж 1000 прим. Зам.

Інститут проблем безпеки АЕС НАН України
Київська обл., 07270, м. Чорнобиль, вул. Кірова, 36-а
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 2114 від 25.02.05

ЗАТ «Книга»
04053 м. Київ-53, вул. Артема, 25
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 2325 від 25.10.05

ДЛЯ НОТАТОК

ДЛЯ НОТАТОК

ДЛЯ НОТАТОК