

ВЕЛИЧИНА И СТРУКТУРА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК У МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ЧЕРЕЗ 19 ЛЕТ ПОСЛЕ АВАРИИ**Ю. А. Маклюк¹, С. П. Гащак¹, А. М. Максименко¹, М. Д. Бондарьков¹,
Н. Бересфорд²***¹Международная радиэкологическая лаборатория Чернобыльского центра по проблемам ядерной безопасности, радиоактивных отходов и радиэкологии, Славутич, Украина**²Ланкастерский центр окружающей среды, Великобритания*

Приведен сравнительный анализ литературных данных по вопросам дозовых нагрузок у диких мелких млекопитающих Чернобыльской зоны, а также собственные оценки применительно к условиям 2005 г. Согласно расчетам общие размеры поглощенных доз и структура вкладов от различных источников зависят от особенностей конкретного вида животных и экологических характеристик участков. В 2005 г. вклад инкорпорированных радионуклидов (⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs) составлял в среднем 55 % от общей поглощенной дозы, внешнее β-излучение около 21 %, внешнее γ-излучение – 23 %. На отдельных участках Чернобыльской зоны даже спустя 19 лет после аварии мелкие млекопитающие подвергаются дозовым нагрузкам до 1 - 50 мГр/сут.

Введение

Мелкие млекопитающие (мышевидные грызуны и землеройки) являются популярными объектами исследований при оценке последствий экологических перемен. В том числе это касается и проблем, связанных с последствиями радиационного загрязнения среды в результате Чернобыльской аварии. Однако публикаций, содержащих оценку поглощенных доз и анализ источников их формирования, не так уж и много. Из-за этого сложно выработать собственное отношение к результатам исследований, если они базируются на сравнении животных 1) «в Чернобыльской зоне» и «контрольном регионе», 2) на различных участках, для которых указывается только мощность экспозиционной дозы (МЭД) и не приводятся данные по загрязнению животных, 3) для животных разных видов без рассмотрения видоспецифических особенностей формирования дозовых нагрузок и т.д. Было бы корректнее сопоставлять биологические эффекты с величиной формируемой поглощенной дозы (ПД) (на организм, критический орган, популяции животных на данном участке) и при этом разграничивать составляющие радиационного воздействия (внешнее, внутреннее и т.д.) и учитывать факторы, модифицирующие эти воздействия.

Однако расчеты ПД уже сами по себе достаточно сложны [1 - 3], а в отношении диких животных – особенно [2, 4, 5]. Они требуют знания множества эмпирических констант, переменных, сложного моделирования, причем только часть того, что необходимо, может быть получена в ходе дополнительных специализированных исследований. При этом для животных разных видов необходимо определить свои собственные параметры. Исследователи, которые все же производили такие расчеты, в той или иной степени упрощали задачу.

Среди работ предыдущих лет относительно дозообразования у диких мелких млекопитающих Чернобыльской зоны следует выделить несколько работ [4 - 8]. К сожалению, только [4] и [8] опубликованы, тогда как остальные остались в виде отчетов, находящихся в ГСНПП «Радиационно-экологический центр» (МЧС Украины, Чернобыль). Все они представляют большой интерес, поскольку выполнены на разных этапах после аварии. Общим для этих работ является заведомо ложное допущение, что процессы накопления и выведения радионуклидов в организме диких животных находятся в состоянии условного равновесия, однако без его принятия задача не будет иметь решения. По той же причине все авторы уходили от решения проблемы неоднородности пространственного распределения источников излучения и неопределенности пространственного поведения животных. Игнорируется влияние сезонных факторов и индивидуальных особенностей животных. Все расчеты ПД от инкорпорированных радионуклидов осуществлялись по классическим рекомендациям [1 - 3]. Однако во всем остальном каждая группа авторов использовала свои подходы.

В работе [4] расчет дозовых нагрузок производился для условий 1986 - 1989 гг., когда изотопный состав радиоактивных выпадений быстро сокращался в результате распада короткоживущих γ- и β-излучателей. Кроме того, в первые два года радиоактивные выпадения преимущественно характеризовались поверхностным расположением. Исследователи оценивали мощность внешнего γ-облучения животных прямым измерением МЭД на участках их обитания, в норах – посредством термомюлюминесцентных дозиметров (ТЛД) и через коэффициенты соотношения этих доз, рассчитанные для разных лет. Мощность

дозы от внешнего β -излучения рассчитывали исходя из карты распределения γ -поля и предварительно определенных коэффициентов отношения дозы внешнего γ -излучения к дозе внешнего β -излучения в одной и той же точке. Расчетным путем авторы установили, что электроны внешнего β -излучения полностью поглощаются в поверхностном слое (3 мм), и лишь электроны ^{90}Y способны проникнуть более глубоко, а поэтому наиболее опасны для глаз и семенников. При этом не учитывалась роль высокоэнергетических электронов ^{106}Rh (3,54 МэВ) и ^{144}Pr (2,99 МэВ), возникающих в результате распада представленных в то время ^{106}Ru и ^{144}Ce . Соотношение мощности дозы на поверхности почвы и в норе, по данным авторов, составляло: для γ -излучения 2,5 : 1, а для β – 4,5 : 1 (однако не ясно, для условий какого года определены эти коэффициенты и для какой глубины нахождения гнездовой камеры). ПД от инкорпорированных радионуклидов рассчитывали на основании данных об удельной активности ^{134}Cs и ^{137}Cs в теле животных и представлении об их равномерном распределении. Удельную активность ^{90}Sr определяли радиометрически (по электронам ^{90}Y) во всем образце (т.е. в присутствии больших количеств ^{137}Cs) без радиохимической подготовки и исходили из остеотропного распределения радионуклида. Следует заметить, что в опубликованных материалах представлены данные только для 1987 - 1989 гг., видовой состав животных варьирует, а размеры выборки незначительные.

В работе коллектива Института зоологии им. И. И. Шмальгаузена [5] также отражены результаты оценок для условий 1987 - 1989 гг. Внешнее γ - и β -излучение измеряли таким же образом, как и в предыдущей работе. Однако отношение мощности дозы над почвой и в гнездовых камерах было получено иное: γ -излучение – 1,44 : 1, β -излучение – 2,27 : 1 (по-видимому, из-за более высокой точки измерения МЭД над землей – 1 м). В этом же отчете приведены результаты измерений посредством ТЛД, размещенных в норах и на поверхности почвы, и эти данные существенно отличаются от предыдущих величин: γ -излучение – (1,1 - 2,6) : 1, а β -излучение – (21 - 115) : 1. Причины различий не объясняются. Пространственное поведение животных (продолжительность пребывания в норе и на поверхности почвы) было рассмотрено с учетом видовой специфики. В данной работе авторы учли и вклад продуктов распада ^{106}Ru и ^{144}Ce . Для оценки содержания ^{134}Cs и ^{137}Cs в теле животных были использованы коэффициенты отношения МЭД на высоте 1 м к удельной активности радионуклида в теле животного и результаты пря-

мой спектрометрии. Данных о содержании ^{90}Sr в скелете животных нет. Авторы также указали на необходимость расчета ПД отдельно для скелета (по причине высоких концентраций ^{90}Sr) и желудочно-кишечного тракта (сумма излучателей, поступающих с кормом), однако о вкладе этих источников в формирование общей дозы упомянули лишь бегло, сказав, что он незначительный.

Оценки, выполненные специалистами ИАЭ им. И. В. Курчатова [6], также базируются на данных, отражающих условия первых пяти лет в центральной части Чернобыльской зоны. Приняв во внимание полный спектр выброшенных при аварии радионуклидов и все разнообразие формируемых ими излучений, авторами данной работы оценен вклад каждого из нуклидов в общую дозу в двух модельных геометриях: в 1 см над поверхностью почвы и в норе на глубине 10 см под поверхностью почвы. Согласно расчетам, в этот период основной вклад в дозообразование вносило внешнее облучение, прежде всего за счет ^{90}Y , ^{106}Rh , ^{137}Cs и ^{144}Pr , а вклад β -излучателей в 1986 - 1987 гг. был в 50 раз выше вклада γ -излучателей. Различия в дозовых нагрузках на поверхности почвы и в гнездовой камере достигали четырех порядков величины. На основании этого авторы заключили, что реальные дозы, полученные животными, в десятки раз выше, чем это было показано в [4]. Следует заметить, что в этой работе авторы не рассматривали дозы, получаемые за счет инкорпорированных радионуклидов, а также не приводили данных о размерах и составе выборки животных, о результатах полевых измерений.

Следующие оценки дозовых нагрузок у диких мелких млекопитающих Чернобыльской зоны были осуществлены лишь во второй половине 90-х годов. В расчетах сотрудников Чернобыльского НТЦ международных исследований [7] были использованы в основном те же методологические подходы и допущения, принятые в данной работе (см. описание ниже). Основные отличия заключались в оценке удельной активности радионуклидов в теле животных на основе предварительно рассчитанных коэффициентов перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в цепи «почва – мышечная ткань», «почва – костная ткань» с поправкой на биодоступность радионуклидов на разных типах почв. Хотя размеры выборки животных, использованных для прямых определений содержания радионуклидов, составляли сотни особей, они были представлены гетерогенным видовым составом, отловленным в десятках точек Чернобыльской зоны в разные сезоны. Вторая особенность заключалась в ошибке, допущенной при радиометрическом определении удельной актив-

ности ^{90}Sr в мягких тканях (мышцах) по излучению ^{90}Y : поскольку содержание ^{137}Cs превышало содержание ^{90}Sr в сотни раз, электроны ^{137}Cs вносили огромный вклад в общий β -поток, проходящий через фильтры. Как следствие, вместо отношения удельной активности ^{90}Sr в скелете и мягких тканях 165 : 1 (принятое в данной работе), тогда было принято отношение 4,6 : 1. В исследовании была предпринята попытка оценить дозовые нагрузки у животных по всей зоне, в том числе на участках, где их не ловили, исходя только из информации о загрязнении территории и предполагаемом типе почвенных условий. Прямые измерения мощности дозы на одном из участков отлова животных в 1998 г. показали, что дозы от γ -излучения на поверхности почвы в 1,9 раз превосходят дозы в гнездовой камере под землей, а от β -излучения – в 2,5 раза.

В 1994 - 1996 гг. группой американских и украинских ученых были проведены отловы мелких млекопитающих на нескольких центральных участках Чернобыльской зоны с последующим определением удельной активности ^{134}Cs , ^{137}Cs в мышечной ткани и ^{90}Sr в костях. На основании этих данных были рассчитаны дозовые нагрузки внутреннего облучения животных [8]. Особенностью данной работы было то, что дозы внешнего облучения были измерены только на одном участке и для одного вида (*Microtus oeconomus*) с помощью ТЛД, установленных на животных, вклад внешнего β -излучения и γ -излучения не определяли.

Таким образом, несмотря на отсутствие полной адекватности выполненных оценок, они позволяют судить как об изменении размеров дозовых нагрузок, так и о роли различных дозообразующих источников на разных этапах после аварии. Об этом будет сказано ниже при обсуждении результатов настоящего исследования. Тем не менее проблемы, связанные с оценкой доз у диких мелких млекопитающих, еще остаются. В частности, совершенно не ясно: насколько отличаются дозовые нагрузки у животных разных видов, но живущих на одном участке; насколько влияют биотопические условия на формирование дозы; каким образом отражается на формировании дозы индивидуальное поведение животных и т.д. Немаловажно и то, что с момента проведения предыдущих работ прошло уже много лет. Для решения части из вышеупомянутых вопросов авторами настоящего исследования была проведена оценка дозовых нагрузок у мелких млекопитающих разных видов, обитающих на участках Чернобыльской зоны с различными радиоэкологическими условиями через 19 лет после аварии.

Объекты и методы

Исследовательские участки. Работа проведена в июле - августе 2005 г. на трех участках Чернобыльской зоны с разными радиационными условиями («Рыжий» лес, Новошепеличское лесничество, Лелевское лесничество). На каждом участке были разбиты квадратно-гнездовым способом (10 × 10 м) стационарные площадки для отлова мелких млекопитающих: по 100 точек каждая. В каждой точке разместили ловушки-живоловки системы Шерманна.

Методы сбора первичной информации. До начала отловов в каждой точке (и 20 дополнительных точках вокруг площадок) измерили МЭД и мощность потока β -частиц на высоте 5 см над землей с помощью дозиметра-радиометра МКС-01Р. В 20 точках каждого участка провели отбор образцов почвы верхнего слоя (0 - 20 см) для оценки содержания радионуклидов. Содержание γ -излучающих радионуклидов – после стандартной лабораторной подготовки (сушка, измельчение) – определяли на спектрометре Canberra-Packard с высокочистым германиевым детектором и программным обеспечением Genie-2000. Продолжительность счета определялась 10 - 20 %-ной ошибкой измерения ^{40}K в образце. Это обеспечивало высокую точность оценки содержания ^{137}Cs , ^{154}Eu , ^{241}Am . Активность ^{60}Co и ^{155}Eu , как правило, находилась ниже минимально детектируемых количеств. Оценку удельной активности суммы изотопов плутония в образцах почвы осуществляли без применения радиохимии по характеристическому излучению (L_{α}) урана [9].

На протяжении шести недель июля - августа осуществляли регулярные отловы животных. Всего поймано 771 животное восьми видов (некоторые особи по несколько раз). После отлова их доставляли в Чернобыль для обработки и измерений. В лабораторных условиях определяли вид, пол, массу тела и присваивали индивидуальный номер (ампутация пальцев по классической схеме). После этого, если животное в течение текущей недели было поймано впервые, у него определяли содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs во всем теле прижизненно, а по завершении работ его выпускали в точку отлова.

Методы оценки содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в теле животных были опубликованы ранее [10, 11]. Продолжительность измерений варьировала от 150 до 1200 с в зависимости от радиоактивности животного. 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 ра-

диационных условий, собственной радиоактивности животного и продолжительности измерений. Ошибка определения содержания радионуклидов обычно не превышала 10 - 20 %. Сравнение результатов спектрометрии и радиохимического анализа показало их $\pm 15\%$ отличие.

На каждую особь, принадлежащую к одному из трех видов (*Clethrionomys glareolus*, *Microtus sp.*, *Sylvaemus flavicollis*) и имеющую массу тела не менее 20 г, надевали ошейник с ТЛД, через две недели его меняли на новый. Оценку поглощенных в ТЛД доз определяли в Великобритании (Centre for Ecology and Hydrology, Lancaster Environment Centre).

Методы расчета дозовых нагрузок: внешнее облучение. Для определения ПД от внешнего γ -излучения использовали метод прямой дозиметрии на высоте 5 см от поверхности почвы, допустив, что мощность дозы γ -излучения и ПД в этом слое воздуха соответствуют мощности поглощенной дозы или ПД в теле животных. Для оценки дозы от внешнего β -облучения использован упрощенный метод пересчета мощности потока β -частиц.

$$D_{\gamma} = M_1 \times T_1 + M_2 \times T_2 \quad (1)$$

$$D_{\beta} = G(B_1 \times T_1 + B_2 \times T_2) \quad (2)$$

где M_1 – МЭД над поверхностью почвы, мкГр/ч; M_2 – МЭД в норе, мкГр/ч; T_1 – продолжительность пребывания животных на поверхности почвы в течение суток, ч; T_2 – продолжительность пребывания животных в норе в течение суток, ч; G – перерасчетный коэффициент, равный $2,7 \cdot 10^{-10}$ Гр · см²/част.; B_1 – плотность β -потока на поверхности почвы, част./(см² · мин); B_2 – плотность β -потока в норе, част./(см² · мин).

В работе принято во внимание, что мелкие млекопитающие часть суток проводят на поверхности почвы или в верхнем слое постилки, остальное время – в норах. Поскольку прямые оценки бюджета времени животных и его распределения мы не проводили, то в отношении модельных видов приняты условные соотношения продолжительности времени, проводимого на поверхности почвы и в норе (T_1/T_2): *Clethrionomys glareolus* – 0,3/0,7; *Sylvaemus flavicollis* – 0,35/0,65; *Microtus arvalis* – 0,5/0,5;

$$P = 2\pi A_v Y \left[r \arctg \frac{h}{r} + r \arctg \frac{H-h}{r} - h \ln \frac{h}{\sqrt{h^2 + r^2}} - (H-h) \ln \frac{H-h}{\sqrt{(H-h)^2 + r^2}} \right], \quad (5)$$

где P – мощность поглощенной дозы, Гр/с; A_v – объемная активность, Бк/м³; Y – керма постоянная радионук-

Sorex araneus – 0,65/0,35. В настоящем исследовании – в связи с отсутствием прямых оценок – коэффициент, отражающий отношение мощности дозы на поверхности почвы и в гнездовой камере (20 см под землей), принят равным 2 для γ -излучения и 2,5 для β -излучения.

Перерасчетный коэффициент $G = 2,7 \cdot 10^{-10}$ Гр × см²/част., взят из работы [1] как наиболее вероятный для слоя кожи толщиной 0,05 - 1,0 мм для изотропного внешнего потока β -частиц с максимальной энергией 0,4 - 2,4 МэВ, в пределах которых находятся основные β -излучатели ⁹⁰Sr, ⁹⁰Y, ¹³⁷Cs.

Методы расчета дозовых нагрузок: внутреннее облучение. В общем случае мощность ПД в органе, ткани или во всем теле для γ -излучающего нуклида можно записать как [2]

$$D = qg\rho K_{\gamma}, \quad (3)$$

где q – удельная активность радионуклида, Бк/г; g – средний геометрический фактор, м; ρ – плотность ткани, кг/м³; K_{γ} – керма постоянная нуклида, $2,1 \cdot 10^{-13}$ Гр · см²/(с · Бк).

Для упрощения геометрическую форму животных рассматривали как простой цилиндр с определенным геометрическим фактором g .

Вклад γ -излучения в суммарную ПД от инкорпорированных радионуклидов зависит от размеров ткани и отношения выхода γ -квантов и β -частиц на распад и может составлять от долей до нескольких десятков процентов [3]. Обычно дозой γ -облучения можно пренебречь, если

$$\frac{E_{cp}}{G_{\gamma}} \geq 4,7 \cdot 10^{-4} g \quad (4)$$

где E_{cp} – средняя энергия β -спектра, (МэВ); G_{γ} – γ -постоянная радионуклида, (Р · см²/(мКи · ч)); g – средний геометрический фактор, м.

Расчет показывает, что в случае ¹³⁷Cs ($E_{cp} = 0,18$ МэВ; $G_{\gamma} = 3,24$ Р · см²/(мКи · ч); $g = 4\pi \times R_{cf}$) условие (4) будет выполняться для сферы радиусом менее 0,12 - 0,13 м (т.е. размерный ряд мелких млекопитающих).

Вклад γ -квантов можно оценить по формуле, приведенной в [3] для непоглощающего цилиндра с равномерно распределенной активностью:

лида, Гр · м²/(с · Бк); H – полная высота, м; h – высота по оси цилиндра, м; r – радиус основания цилиндра, м.

Если геометрию мышевидного грызуна считать цилиндром с радиусом 1,5 - 2 см и высотой 10 - 15 см, то отношение ПД D_β/D_γ будет составлять 4 - 6 в центре и 8 - 12 на поверхности. Такое незначительное дополнение энергии от γ -излучения ^{137}Cs можно учесть, если к средней энергии β -распада (0,18 МэВ) добавить еще 0,04 МэВ, и считать эффективную энергию одного распада, равную 0,22 МэВ. У более мелких животных этот вклад еще меньше.

Определение ПД от β -излучения инкорпорированных нуклидов не вызывает затруднений только в том случае, если линейные размеры объекта L превышают длину пробега β -частиц в веществе. Для биологически важных радионуклидов (^{40}K , ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{137}Cs) это составляет 1 - 10 мм. В этом случае расчет мощности ПД делают, как и для бесконечно протяженного источника:

$$D_\beta = E_{cp} q k T, \quad (6)$$

где D – поглощенная доза, Гр/сут; E_{cp} – средняя энергия спектра радионуклида, МэВ; q – удельная активность, Бк/г; k – перерасчетный коэффициент для перехода от МэВ к джоулям, $1,6 \times 10^{-13}$ Дж/МэВ; $T = 86400$ – время, равное количеству секунд в сутках.

Для объектов с линейными размерами меньше максимального пробега в ткани (1 - 10 мм) такое приближение будет давать завышенную оценку ПД вследствие того, что часть энергии в зависимости от геометрических размеров объекта, энергетического спектра β -частиц и атомарного состава вещества будет выделяться снаружи. В нашем случае это касается в основном ^{90}Y , инкорпорированного в скелете. Оценить, сколько энергии от ^{90}Y останется в скелете, перейдет в другие ткани или вообще вылетит из животного, – очень сложно. Поэтому допущено, что 70 - 80 % энергии ^{90}Y вылетает из костей, если они имеют поперечное сечение около 1,2 мм, а при расчете ПД на кость в формуле (6) вместо E_{cp}

для ($^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$) 1,1 МэВ использовали E_{ef} 0,3 - 0,4 МэВ, а остаток энергии распределили на все тело (мягкие ткани).

Для расчета дозовых нагрузок в скелете и мягких тканях животного необходимо также знать соотношение масс этих тканей и особенности распределения радионуклидов между ними. Исходя из материалов предыдущего исследования, выполненном на *Clethrionomys glareolus* [12], были приняты следующие допущения:

1) удельная активность ^{137}Cs в теле в среднем равна удельной активности в мышцах;

2) удельная активность ^{137}Cs в скелете составляет 0,72 от величины удельной активности в мышцах;

3) удельная активность ^{90}Sr в скелете в 11 раз превышает среднюю удельную активность в теле;

4) удельная активность ^{90}Sr в скелете в 165 раз превышает удельную активность в мышцах.

Эти коэффициенты использовали при расчетах, поскольку исходными величинами были удельные активности радионуклидов во всем теле животного.

Следует отметить, что суммарная ПД внутреннего облучения за определенный промежуток времени определяется и динамикой накопления и выведения радионуклидов $q(t)$. Нахождение явного выражения этой функции для определенного нуклида и определенного организма является очень сложной задачей, особенно для диких животных. Поэтому мы, как и авторы других исследований на эту тему, предприняли упрощенный подход, допустив, что процессы поступления и выведения радионуклидов в теле животных находятся в квазиравновесном состоянии.

Результаты и их обсуждение

Радиационные условия на исследовательских участках различались в несколько раз (табл. 1).

Таблица 1. Средние значения МЭД и потока β -частиц (бета) на высоте 5 см над землей в точках отлова мелких млекопитающих (по 120 точек на каждом участке)

| № участка | МЭД, мкЗв/ч | | | Бета, имп./см ² /мин | | |
|-----------|-------------|------------------------|------------|---------------------------------|------------------------|----------------|
| | Среднее | Стандартное отклонение | Диапазон | Среднее | Стандартное отклонение | Диапазон |
| 1 | 31,5 | 7,9 | 5,7 - 59,4 | 2576,9 | 1170,6 | 956,4 - 9878,3 |
| 2 | 11,5 | 3,5 | 3,9 - 21,1 | 546,7 | 353,1 | 118,7 - 2445,7 |
| 3 | 1,9 | 0,4 | 0,7 - 3,4 | 131,3 | 40,7 | 55,5 - 276,9 |

Отличия между участками по величине β -потока были существеннее, чем по величине МЭД. Характер пространственного распределения радиационных полей также различался. На

участке № 1 наблюдалась выраженная «пятнистость» с наиболее высокими уровнями в центральной и северной частях и 10-кратными вариациями значений. На участке № 2 установлено

постепенное снижение уровней «загрязнения» с юга на север (захвачен край западного следа радиоактивных выпадений) и вариация значений от 5,4 (МЭД) до 20,6 (β) раз. На участке № 3 дозовые поля распределялись более менее равномерно с 5-кратными вариациями значений.

Содержание радионуклидов в приповерхностном слое почвы (0 - 20 см) также было неравномерным. Для участка № 1 количественный вклад радионуклидов находился в следующем диапазоне значений (кБк/м²): ⁹⁰Sr – 1990,4 - 43397,3; ¹³⁷Cs – 6936,7 - 54755,8; ¹³⁴Cs – 0,30 - 57,5; ⁴⁰K – 9,47 - 32,8; ⁶⁰Co – 3,88 - 77,3; ¹⁵⁴Eu – 20,1 - 631,8; ^{238,239,240}Pu – 19,0 - 2572,9; ²⁴¹Am – 7,97 - 5048,2. Для участка № 2: ⁹⁰Sr – 221,5 - 7219,4; ¹³⁷Cs – 2525,2 - 20151,5; ¹³⁴Cs – 0,08 -

129,0; ⁴⁰K – 0,29 - 49,6; ⁶⁰Co – 0,23 - 15,9; ¹⁵⁴Eu – 0,23 - 94,9; ^{238,239,240}Pu – 8,12 - 1909,0; ²⁴¹Am – 1,17 - 2444,2. Для участка № 3: ⁹⁰Sr – 229,7 - 1199,9; ¹³⁷Cs – 458,9 - 4312,3; ¹³⁴Cs – 1,35 - 4,42; ⁴⁰K – 29,5 - 65,4; ⁶⁰Co – 0,27 - 0,42; ¹⁵⁴Eu – 2,83 - 22,3; ^{238,239,240}Pu – 3,19 - 182,7; ²⁴¹Am – 10,9 - 158,7.

Наибольший вклад в общем запасе радиоактивных выпадений принадлежит ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs. Остальные радионуклиды находятся в следовых количествах.

Радиоактивное загрязнение животных также варьировало, и не только среди особей одного вида, пойманных одновременно на одном участке, но и для одной особи, пойманной в разное время (табл. 2 и 3).

Таблица 2. Удельная активность ¹³⁷Cs в теле мелких млекопитающих, Бк/г

| Вид | | Участок № 1 | Участок № 2 | Участок № 3 |
|--------------------------------|----------------|-----------------|-------------|--------------|
| <i>Clethrionomys glareolus</i> | <i>X ± SD</i> | 2770,1 ± 1625,5 | 65,9 ± 55,1 | 4,46 ± 4,55 |
| | <i>min-max</i> | 713,3 - 8373,7 | 8,1 - 285,6 | 0,76 - 21,14 |
| | <i>n</i> | 40 | 263 | 31 |
| <i>Microtus sp.</i> | <i>X ± SD</i> | 633,2 ± 285,2 | | 4,91 ± 4,78 |
| | <i>min-max</i> | 135,1 - 1355,8 | | 1,20 - 15,00 |
| | <i>n</i> | 64 | | 17 |
| <i>Sorex araneus</i> | <i>X ± SD</i> | 342,0 ± 227,8 | 24,7 ± 11,6 | 3,45 ± 1,65 |
| | <i>min-max</i> | 45,7 - 1209,5 | 9,1 - 56,7 | 1,67 - 6,52 |
| | <i>n</i> | 65 | 32 | 5 |
| <i>Sylvaemus flavicollis</i> | <i>X ± SD</i> | 154,8 ± 53,6 | 70,7 ± 56,0 | 3,22 ± 3,28 |
| | <i>min-max</i> | 85,6 - 235,9 | 8,5 - 250,9 | 0,43 - 24,28 |
| | <i>n</i> | 6 | 31 | 98 |

Примечание. Здесь и далее *X* – среднее значение, *SD* – стандартное отклонение, *min-max* – диапазон значений, *n* – выборка.

Таблица 3. Удельная активность ⁹⁰Sr в теле мелких млекопитающих, Бк/г

| Вид | | Участок № 1 | Участок № 2 | Участок № 3 |
|--------------------------------|----------------|--------------|-------------|--------------|
| <i>Clethrionomys glareolus</i> | <i>X ± SD</i> | 126,5 ± 91,5 | 25,1 ± 15,2 | 7,89 ± 7,05 |
| | <i>min-max</i> | 6,4 - 295,9 | 1 - 90,6 | 0,3 - 28,44 |
| | <i>n</i> | 40 | 263 | 31 |
| <i>Microtus sp.</i> | <i>X ± SD</i> | 146 ± 236,2 | | 8,64 ± 3,71 |
| | <i>min-max</i> | 5 - 1926,7 | | 2,24 - 15,48 |
| | <i>n</i> | 64 | | 17 |
| <i>Sorex araneus</i> | <i>X ± SD</i> | 129,2 ± 75,8 | 32,2 ± 21 | 17,03 ± 8,26 |
| | <i>min-max</i> | 2,5 - 374,9 | 2,4 - 78,2 | 8,27 - 29,92 |
| | <i>n</i> | 65 | 32 | 5 |
| <i>Sylvaemus flavicollis</i> | <i>X ± SD</i> | 77,3 ± 33,4 | 28,6 ± 21,8 | 8,48 ± 6,75 |
| | <i>min-max</i> | 25 - 118,9 | 8,8 - 133,8 | 0,42 - 34,92 |
| | <i>n</i> | 6 | 31 | 98 |

Частотное распределение значений удельной активности радионуклидов обычно носит логнормальный характер, поэтому в расчетах использованы их средние геометрические значения (табл. 4).

Поскольку содержание ⁴⁰K, ⁶⁰Co, ¹³⁴Cs, ¹⁵⁴Eu,

^{238,239,240}Pu и ²⁴¹Am в почве было относительно небольшим, а также учитывая очень низкую биодоступность части из них, все эти нуклиды не принимались в расчет при оценке ПД.

Расчеты дозовых нагрузок приведены в табл. 5.

Таблица 4. Среднее геометрическое значение удельной активности радионуклидов в теле животных

| № участка | <i>Clethrionomys glareolus</i> | <i>Microtus sp.</i> | <i>Sorex araneus</i> | <i>Sylvaemus flavicollis</i> |
|-------------------------|--------------------------------|---------------------|----------------------|------------------------------|
| ¹³⁷ Cs, Бк/г | | | | |
| 1 | 2352,2 | 564,0 | 283,8 | 145,5 |
| 2 | 50,3 | | 22,3 | 52,6 |
| 3 | 3,24 | 3,34 | 3,11 | 2,44 |
| ⁹⁰ Sr, Бк/г | | | | |
| 1 | 89,0 | 99,0 | 96,9 | 68,1 |
| 2 | 20,2 | | 24,1 | 24,3 |
| 3 | 5,09 | 7,73 | 15,1 | 6,37 |

Таблица 5. Размеры и структура дозовых нагрузок у мелких млекопитающих на трех модельных участках Чернобыльской зоны в 2005 г.

| Вид | Общая доза, мГр/сут | Вклад источника в общую дозу на тело, % | | | | Сумма внешнего, % | Сумма внутреннего, % |
|-----------------------|---------------------|---|--------------|-------------------|------------------|-------------------|----------------------|
| | | Внешнее гамма | Внешнее бета | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr | | |
| Участок № 1 | | | | | | | |
| <i>Cl. glareolus</i> | 9,065 | 5,41 | 6,16 | 78,91 | 9,52 | 11,6 | 88,43 |
| <i>S. flavicollis</i> | 2,200 | 23,14 | 26,69 | 20,11 | 30,05 | 49,8 | 50,17 |
| <i>Microtus sp.</i> | 3,916 | 14,45 | 17,21 | 43,81 | 24,53 | 31,7 | 68,34 |
| <i>S. araneus</i> | 3,186 | 19,53 | 23,87 | 27,09 | 29,50 | 43,4 | 56,60 |
| Участок № 2 | | | | | | | |
| <i>Cl. glareolus</i> | 0,640 | 28,13 | 17,39 | 23,91 | 30,57 | 45,5 | 54,48 |
| <i>S. flavicollis</i> | 0,699 | 26,72 | 16,73 | 22,86 | 33,69 | 43,4 | 56,55 |
| <i>Microtus sp.</i> | | | | | | | |
| <i>S. araneus</i> | 0,682 | 33,49 | 22,22 | 9,96 | 34,33 | 55,7 | 44,29 |
| Участок № 3 | | | | | | | |
| <i>Cl. glareolus</i> | 0,119 | 25,62 | 24,61 | 8,28 | 41,48 | 50,2 | 49,77 |
| <i>S. flavicollis</i> | 0,132 | 24,05 | 23,39 | 5,64 | 46,92 | 47,4 | 52,56 |
| <i>Microtus sp.</i> | 0,156 | 22,60 | 22,71 | 6,52 | 48,17 | 45,3 | 54,70 |
| <i>S. araneus</i> | 0,235 | 16,48 | 16,99 | 4,02 | 62,51 | 33,5 | 66,53 |
| | | | | | | | |
| В среднем* | | 23,4 ± 1,8 | 21,2 ± 1,2 | 17,2 ± 4,0 | 38,2 ± 3,7 | 44,6 ± 2,3 | 55,4 ± 2,3 |

Примечание. Без данных для рыжей полевки на участке № 1.

Согласно этим оценкам, размеры общей ПД от всех учтенных источников облучения на участке № 1 достигают 2 - 9 мГр/сут. Принимая во внимание, что для расчетов были использованы средние геометрические значения удельной активности радионуклидов, у некоторых особей местной популяции (до 30 %) общая доза должна превышать 10 мГр/сут. На участке № 2 дозовые нагрузки оказались от 3 до 14 раз ниже, а на участке № 3 еще в 3 - 5 раз ниже. Результаты ТЛД дозиметрии отличаются от полученных расчетным путем в среднем в $1,93 \pm 0,25$ раз (табл. 6), что возможно связано с характеристиками самих дозиметров. Отличие результатов ТЛД дозиметрии у нескольких особей одного вида на данном участке либо у одной особи при последователь-

ных измерениях достаточно небольшое, что свидетельствует о выраженном усреднении радиационных условий вследствие постоянных перемещений животных по участку.

В соответствии с полученными результатами, наибольший вклад в формировании ПД вносит внутреннее облучение животных (44 - 88 %). Причем роль в этом инкорпорированных ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs зависит от видовых особенностей животных. Так, удельная активность ¹³⁷Cs в организме рыжей полевки, как правило, намного превышает удельную активность радионуклида у других видов и, как следствие, может приводить к доминирующему дозообразующему вкладу этого радионуклида (до 79 %, участок № 1). Однако как у рыжей полевки, так и у остальных видов чаще

Таблица 6. Поглощенная доза у мелких млекопитающих, полученная от внешних источников, мГр/сут

| Вид | По данным табл. 5 | По результатам ТЛД дозиметрии | | | | | |
|-----------------------|-------------------|-------------------------------|--------------------|------------|---------|----------|------------------|
| | | Среднее | Стандартная ошибка | Количество | Минимум | Максимум | Максимум/минимум |
| Участок № 1 | | | | | | | |
| <i>Cl. glareolus</i> | 1,049 | 3,104 | | 2 | 1,71 | 4,50 | 2,64 |
| <i>Microtus sp.</i> | 1,240 | 2,038 | 0,207 | 11 | 1,46 | 2,55 | 1,74 |
| <i>S. flavicollis</i> | 1,096 | 2,018 | | 2 | 2,01 | 2,03 | 1,01 |
| Участок № 2 | | | | | | | |
| <i>Cl. glareolus</i> | 0,291 | 0,612 | 0,046 | 39 | 0,32 | 1,78 | 5,51 |
| <i>S. flavicollis</i> | 0,304 | 0,801 | 0,185 | 10 | 0,41 | 1,13 | 2,73 |
| Участок № 3 | | | | | | | |
| <i>Cl. glareolus</i> | 0,060 | 0,099 | 0,017 | 3 | 0,07 | 0,12 | 1,85 |
| <i>S. flavicollis</i> | 0,063 | 0,070 | 0,007 | 18 | 0,05 | 0,10 | 2,18 |

именно содержание ^{90}Sr определяет главную составляющую дозовых нагрузок (30 - 62 %). В конечном итоге, именно трофическая специализация и сезонные изменения рациона будут определять размеры дозовых нагрузок у животных разных видов. Согласно нашим исследованиям [13], наибольшие показатели накопления ^{90}Sr (КП, (кБк/кг)/(кБк/м²)) существуют у мелких млекопитающих, имеющих в своем рационе большую долю беспозвоночных (*Sorex araneus* – 0,00198) или зеленые вегетативные части растений (*Microtus sp.* – 0,00219); у мышей и рыжей полевки они ниже (*Sylvaemus flavicollis* – 0,00146, *Apodemus agrarius* – 0,00117, *Clethrionomys glareolus* – 0,00104). Наиболее высокие показатели накопления ^{137}Cs установлены у рыжей полевки (0,00281) и сони *Muscardinus avellanarius* (0,00139). У серых полевок (*Microtus sp.*) и землероек (*Sorex araneus*) накопление ^{137}Cs в несколько раз ниже (0,00108 и 0,00112 соответственно). У мышей (*Sylvaemus*, *Apodemus*) КП ^{137}Cs составляет всего 0,0006 - 0,0007. Тем не менее, поскольку в структуре ПД вклад различных источников облучения варьирует, большинство видов мелких млекопитающих имеет схожие по величине суммарные дозы. По имеющимся данным, исключение может составлять рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus*) прежде всего за счет высокого накопления ^{137}Cs .

Отличие реального характера суточной активности и пространственного поведения животных от условно принятых при расчетах могут повлиять на оценку ПД. Например, если в действительности жизнедеятельность какого-то из рассмотренных видов происходит почти исключительно в пограничном слое «земля - воздух». Либо напротив, животное большую часть своей жизни проводит на деревьях (соны), либо глубоко под землей (кроты). Простые расчеты показы-

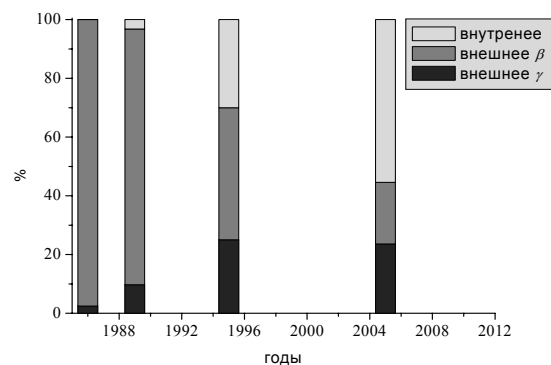
вают, что в нынешних условиях, при любом типе суточной активности и пространственном поведении, ПД от внешнего γ - и β -излучения, как правило, будет ниже от вклада, вносимого инкорпорированными радионуклидами. Тем не менее постоянное обитание в приповерхностном слое почвы и на ее поверхности увеличивает общую дозу на 7 - 28 %, а преимущественное обитание в кронах деревьев либо глубоко под землей снижает ее на 3 - 25 % (особенно за счет вклада внешнего β -облучения).

Как следует из результатов нашего исследования, экологические условия нерадиационной природы также отражаются на структуре дозовых нагрузок. Например, из табл. 5 видно, что вклад инкорпорированного ^{137}Cs в формирование общей дозы был наивысшим на участке № 1, ниже на участке № 2 и еще ниже на участке № 3. Именно в такой последовательности снижалась влажность участков и кислотность почв: торфяно-болотные, влажные (№ 1) > слабоподзолистые, местами глинисто-песчаные (№ 2) > слабоподзолистые, глеево-супесчаные, сухие (№ 3). Вклад инкорпорированного ^{90}Sr изменяется в обратном порядке. Установленные закономерности находятся в полном соответствии с известной зависимостью биодоступности радионуклидов от почвенных условий [14, 15]. Произведенные оценки дают лишь первое представление о тех условиях, в которых обитают животные. Для более полной интерпретации анализируемых биологических эффектов следует учитывать пространственное распределение ПД в теле и связь с группой критических органов и тканей. На определенных этапах после аварии в связи с изменением изотопного состава радиоактивных выпадений и характера их распределения в среде основное бремя радиационных доз ложилось на приповерхностные ткани организма либо на тка-

ни, подвергающиеся α - и β -излучению топливных частиц (легкие, ЖКТ, глаза), или на ткани, в которых избирательно концентрировались отдельные радионуклиды (щитовидная железа – ^{131}I , скелет – $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$). В настоящее время наиболее уязвимыми для радиационного воздействия являются глаза, слизистая ЖКТ, семенники и пролиферирующие ткани, прилегающие к скелету, прежде всего за счет относительно глубоко проникающих высокоэнергетических электронов ^{90}Y . Так, глаза окружены костной тканью и не имеют плотной внешней защиты. Семенники располагаются в непосредственной близости от поверхности почвы и слабо защищены покровными тканями [4]. Костный мозг, надпочечники, гипофиз находятся в непосредственной близости от костных тканей. Если принять во внимание, что ныне существующие показатели биодоступности ^{90}Sr и ^{137}Cs для травянистой растительности составляют 10 - 30 и 0,1 - 14 (Бк/кг)/(кБк/м²), соответственно [16], то удельная активность ($^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$) в содержимом ЖКТ должна в десятки раз превосходить удельную активность самих тканей ЖКТ.

Общая величина мощности ПД у мелких млекопитающих значительно снизилась за годы, минувшие после аварии. Если в 1986 г. на центральных участках Чернобыльской зоны («Рыжий» лес) она достигала 1,3 - 6,0 Гр/ч [4, 6], в 1988 и 1990 г. – около 1,3 и 0,42 Гр/ч соответственно [6], то в 1995, 2000 и 2005 г., согласно нашим расчетам, она редко могла превышать 0,00023, 0,00018, 0,00015 Гр/ч соответственно. Главная причина – распад короткоживущих γ - и β -излучателей. Немаловажную роль сыграло и заглупление основного запаса радионуклидов в почве. Кроме того, произошло изменение структуры дозовых нагрузок. В 1986 г. инкорпорированные радионуклиды в среднем давали только 0,01 % от общей дозы, тогда как внешнее β -облучение более 97 % [4] (рисунок). К лету 1989 г. эти показатели уже составляли около 3,2 и 87,1 % соответственно [5]. В середине 90-х годов, по данным [8], инкорпорированные радионуклиды уже создавали около 30 % от общей ПД. Хотя в данной работе вклад внешнего β -излучения отдельно не определяли, по нашим расчетам, он должен был составить уже около 45 % от общего размера ПД. По результатам настоящего исследования, в 2005 г. (за некоторым исключением) инкорпорированные радионуклиды создавали у мелких млекопитающих в среднем 55 % от общей ПД на тело, тогда как внешнее β -излучение около 21 %.

В заключение необходимо отметить, насколько дозовые нагрузки, установленные в данном



Изменение вклада внутреннего облучения, внешних β - и γ -облучений в формирование ПД у мелких млекопитающих Чернобыльской зоны в 1986 - 2005 гг.

исследовании, соотносятся с теми пределами, за которыми возникают негативные эффекты в популяциях диких животных. Как следует из многочисленных лабораторных и полевых исследований прошедших десятилетий, лишь хронические дозы, превышающие 100 мГр/сут, способны привести к заметному повышению смертности среди мелких млекопитающих [8, 17 - 19]. Радиационные дозы свыше 10 мГр/сут приводят к нарушению репродуктивных функций у животных [8, 18, 20]. Доказаны генетические эффекты низких доз хронического облучения в диапазоне от близких к фоновым до 10 сГр для половых и соматических клеток мелких млекопитающих [21, 22]. Согласно рекомендациям МАГАТЭ (1992 г.), дозовый предел, допустимый для диких популяций млекопитающих, составляет 1 мГр/сут. Как следует из нашего исследования и работы [8], в настоящее время на самых «грязных» участках Чернобыльской зоны (общей площадью не более 30 км²) дозовые нагрузки у отдельных видов и особей мелких млекопитающих могут достигать 2 - 9, а иногда 10 - 50 мГр/сут, прежде всего за счет инкорпорированных радионуклидов. Но исходя из общих закономерностей, приводящих к логнормальному распределению значений, у большей части популяции дозовые нагрузки намного ниже. За пределами этой территории, в том числе на большей части Чернобыльской зоны, дозовые нагрузки, как правило, не превышают 0,1 мГр/сут. Тем не менее многочисленные публикации, отражающие наличие негативных биологических эффектов у животных при хроническом облучении с низкими дозовыми нагрузками [23 - 26], подтверждают необходимость продолжения исследований последствий Чернобыльской аварии для популяции диких животных.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Осанов Д. П.* Дозиметрия и радиационная биофизика кожи. - М.: Энергоатомиздат, 1990. - 224 с.
2. *Моисеев А. А., Иванов В. И.* Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене (4-е изд., перераб. и доп.). - М.: Энергоатомиздат, 1990. - 252 с.
3. *Козлов В. Ф.* Справочник по радиационной безопасности (3-е изд.). - М.: Энергоатомиздат, 1987. - 520 с.
4. *Таскаев А. И., Тестов Б. В., Померанцева М. Д. и др.* Формирование доз облучения мышевидных грызунов // Докл. 2-го науч.-тех. совещ. по итогам ЛПА на ЧАЭС "Чернобыль-90". Радиэкологические аспекты последствий аварии. - Чернобыль, 1990. - Т. 6, ч. 3. - С. 475 - 488.
5. *Изучить* изменения видового состава животных в зонах радиоактивного загрязнения. Исследовать степень поражения сообществ и экосистем // Отчет Института зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины по хозяйственной теме 94/3.3.1.1./57. - К., 1994.
6. *Обобщение* данных за 1987 - 1995 гг. по влиянию ионизирующего излучения на гидробионтов и наземных позвоночных на популяционном, организменном, тканевом и цитогенетическом уровнях // Отчет АО «Украинское бюро международных проектов» по договору № 95/2.5-2.6/21 (01.05.95). - К., 1996. - Т. 2. - 60 с.
7. *Оцінка* інтенсивності потоку і накопичення радіонуклідів різними представниками фауни зони відчуження. Вивчення особливостей радіонуклідного забруднення дрібних ссавців Чернобыльської зони відчуження // Звіт ДП ЧЕНЦМД за 1998 р. по договору №13/140,146н-98. - Чернобыль, 1998. - Т. 3. - 45 с.
8. *Chesser R. K., Sugg D. W., Lomakin M. D. et al.* Concentrations and dose rate estimates of 134, 137Cesium and 90Strontium in small mammals at Chernobyl // *Envir. Toxicol. and Chemistry*, 2000. - Vol. 19, No. 2. - P. 305 - 312.
9. *Bondarkov M., Zheltonozhsky V., Sadovnikov L. et al.* Determining Plutonium isotopes content in Chernobyl samples based on Uranium characteristic Lx-radiation // *Proc. from the International conference on Radioactivity in the Environment*. 1 - 5 Sept. 2002 in Monaco // CD collections of the poster reports.
10. *Bondarkov M. D., Gaschak S. P., Goryanaya Ju. A. et al.* Parameters of bank vole decontamination from radiocesium and radiostrontium // *Proc. Vol. 1 of the International Congress 'Ecorad 2001', Aix-en-Provence (France), 3 - 7 Sept., 2001 // Radioprotection - Colloques*. - 2002. - Vol. 37, C1. - P. 385 - 390.
11. *Маклюк Ю. А., Гащак С. П., Максименко А. М. и др.* Оценка параметров выведения ^{90}Sr и ^{137}Cs из организма диких и лабораторных мелких млекопитающих *in vivo*, после их естественного загрязнения в Чернобыльской зоне // *Радиационная биология. Радиэкология*. - 2007. - Т. 47, № 4. - С. 444 - 456.
12. *Маклюк Ю. А., Гащак С. П., Липская А. И. и др.* Оценка распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по органам и тканям рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus*) в условиях Чернобыльской зоны // *Ядерная физика та енергетика*. - 2006. - № 2 (18). - С. 115 - 123.
13. *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. - № 3. - С. 198 - 206.
14. *Кашипаров В. О.* Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чернобыльській АЕС та в після аварійний період // *Чернобыль. Зона відчуження: Зб. наук праць НАН України*. - К.: Наук. думка, 2001. - С. 11 - 46.
15. *Shcheglov A. I., Tsvetnova O. B., Klyashtorin A. L.* Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. - М.: Nauka, 2001. - 235 p.
16. *Паскевич С. А.* Радіаційна вагомість фітоценозів лук та перелогів Чернобыльської зони відчуження на етапі пізньої фази аварії: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. - К., 2006. - 20 с.
17. *Пряхин Е. А., Шведов В. Л., Аклеев А. В.* Оценка влияния мощности дозы и поглощенной дозы на отдаленные радиационные последствия у крыс при хроническом поступлении ^{90}Sr // *Радиационная биология. Радиэкология*. - 2002. - Т. 42, № 4. - С. 412 - 418.
18. *Животный мир* в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Под ред. Л. М. Сушени, М. М. Пикулика, А. Е. Плинина. - Мн.: Наука і тэхніка, 1995. - 263 с.
19. *Sokolov V.E., Ryabov I.N., Ryabtsev I.A. et al.* Effect of radioactive contamination on the flora and fauna in the vicinity of the Chernobyl power plant // *Sov. Sci. Rev. F. Physiol. Gen. Biol.* - 1994. - Vol. 8. - P. 11 - 24.
20. *Воздействие* радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986 - 1996) / Под ред. А. И. Таскаева. - Сыктывкар, 1996. - Т. 1. - 203 с. (Тр. Коми науч. центра Уралск. отд. РАН; № 145).
21. *Goncharova R. I., Ryabokon N. I., Smolich I. I.* Biological effects of low-dose chronic irradiation in somatic cells of small mammals // *Proc. of 9th Annual Conference «Risk Analysis: Facing the New Millennium, Rotterdam, 1999 / Ed. L.H.J.Gossens*. - Delft University Press, 1999. - P. 710 - 714.
22. *Померанцева М.Д., Рамайя Л.К., Рубанович А.В., Шевченко В.А.* Генетические последствия повышенного радиационного фона у мышевидных грызунов // *Радиационная биология. Радиэкология*. - 2006. - Т. 46, № 3. - С. 279 - 286.
23. *Чернобыльская катастрофа* / Гл. ред. В.Г. Барьяхтар. - К.: Наук. думка, 1995. - 558 с.
24. *Серкиз Я. И., Пинчук В. Г., Пинчук Л. Б. и др.* Радиобиологические аспекты аварии на Чернобыльской АЭС. - К.: Наук. думка, 1992. - 172 с.
25. *Шишкина Л. Н., Материй Л. Д., Кудяшева А. Г. и др.* Структурно-функциональные нарушения в печени диких грызунов из районов аварии на

- Чернобыльской АЭС // Радиобиология, 1992. - Т. 32, № 1. - С. 19 - 29.
26. Кудяшева А. Г., Таскаев А. И. Биологические эффекты хронического радиоактивного загрязнения в популяциях мышевидных грызунов // Хроническое радиационное воздействие: медико-биологические эффекты: Материалы III междунар. симпоз. - Челябинск, 2005. - С. 139.

ВЕЛИЧИНА ТА СТРУКТУРА ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ У ДРІБНИХ ССАВЦІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ЧЕРЕЗ 19 РОКІВ ПІСЛЯ АВАРІЇ

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

Наведено порівняльний аналіз літературних даних щодо питань дозових навантажень у диких дрібних ссавців Чорнобильської зони, а також власні оцінки відносно умов 2005 р. Відповідно до розрахунків поглинена доза та структура внесків від різних джерел залежать від особливостей конкретного виду тварин та екологічних характеристик ділянки. У 2005 р. внесок інкорпорованих радіонуклідів (^{90}Sr , ^{137}Cs) становив у середньому 55 % від загальної поглиненої дози, зовнішнє β -випромінювання – 21 %, а зовнішнє γ -випромінювання – 23 %. На окремих ділянках Чорнобильської зони навіть через 19 років після аварії дрібні ссавці зазнають дозові навантаження до 1 - 50 мГр/добу.

VALUES AND STRUCTURE OF DOSE BURDENS IN SMALL MAMMALS OF THE CHERNOBYL ZONE IN 19 YEARS AFTER THE ACCIDENT

Yu. A. Maklyuk, S. P. Gaschak, A. M. Maksimenko, M. D. Bondarkov, N. Beresford

Comparative analysis of published data concerning dose burdens in Chernobyl's wild small mammals are given, as well as own assessment for the conditions of year 2005. According to the calculations total values of absorbed doses and structure of contributions from various sources depend on features concrete animal species and ecological characteristics of sites. In 2005 the contribution of incorporated radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs) averaged 55 % of absorbed dose, external beta-irradiation – 21 %, external gamma-irradiation – 23%. On some areas of the Chernobyl zone even in 19 years after the accident small mammals are getting dose burdens up to 1 - 50 mGy/day.

Поступила в редакцію 02.08.07,
после доработки – 05.11.07.