

УДК 574:539.16.04

© 2015

## ОЦЕНКА ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ, ОБИТАЮЩИХ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

*Г.П. Малиновский, И.В. Ярмошенко*

*Россия, г. Екатеринбург, Институт промышленной экологии УрО РАН*

*В.И. Стариченко*

*Россия, г. Екатеринбург, Институт экологии растений и животных УрО РАН*

Проведено исследование современных уровней облучения мышевидных грызунов, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. Исходными данными были результаты измерения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в скелете животных. Оценки доз основаны на применении соответствующего воксельного фантома и биокинетической модели метаболизма стронция для мышевидного грызуна. Медианные значения мощности дозы внутреннего облучения на последний день перед отловом равны 0,83; 0,092 и 0,023 мГр/сут для животных, отловленных на территориях с начальным (1957 г.) уровнем поверхностного загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  >37 МБк/м<sup>2</sup>; 18,5–37 МБк/м<sup>2</sup> и 0,074–18,5 МБк/м<sup>2</sup>, соответственно. Показано, что с учётом внешнего и внутреннего облучения, на участках с наибольшим уровнем поверхностного загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  превышает верхняя граница производного референтного уровня, рекомендованного МКРЗ. На территориях с уровнем загрязнения ниже 18,5 МБк/м<sup>2</sup> мощности доз облучения в основном не превышают производный референтный уровень.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ВУРС, МЫШЕВИДНЫЕ ГРЫЗУНЫ, ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ

В последние десятилетия защита от облучения других биологических видов кроме человека (биоты) рассматривается специалистами как одна из важных задач радиационной безопасности. В частности, постепенный отход от принципа, предполагающего, что соблюдение дозовых пределов облучения, установленных для человека, является достаточной гарантией защиты биоты [1], декларирован в рекомендациях Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) 2007 г. [2].

В последующих публикациях МКРЗ развила принципы и методы обеспечения радиационной безопасности биоты [3]. Предложенная концепция в целом согласована с существующей и доказавшей свою эффективность системой защиты человека. В публикации 108 [3] МКРЗ вводит понятие референтных организмов, которые представляют собой гипотетические объекты с биологическими характеристиками, обобщенными на уровне семейства. Для каж-

дого из них на основании данных о радиационных эффектах, наблюдаемых при различных дозах, предложены производные референтные уровни, выраженные диапазонами мощностей доз облучения. Предполагается, что при мощностях дозы ниже нижней границы диапазона значимые эффекты у референтных растений и животных отсутствуют. При мощностях доз выше верхней границы наблюдаются значимые негативные эффекты на популяционном и организменном уровнях. Ситуации облучения мощностями доз в границах референтного диапазона требуют дополнительного анализа [3].

Для целей защиты окружающей среды в ситуациях существующего и планируемого облучения МКРЗ предлагает рассматривать виды, непосредственно подвергающиеся облучению – репрезентативные организмы [3]. Дозы облучения репрезентативных организмов сопоставляются с производными референтными уровнями, установленными

для близких референтных организмов.

Исследования биологических эффектов облучения биоты на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа) до конца 1980-х гг. проводились в закрытом режиме. Позднее были опубликованы монографии, представляющие обобщения данных, полученных в начальные десятилетия после аварии, например [4]. В последующие десятилетия в исследованиях, проводимых на территории ВУРСа, изучаются накопление радиоактивных элементов в растениях и животных, эффекты воздействия ионизирующего излучения на биоту. Получены оценки доз и эффектов облучения растений [5, 6]. Наиболее изученными животными на территории ВУРСа являются грызуны, результаты исследований которых изложены в работах [7–18].

Интересные выводы были получены при исследовании популяции слепушонки обыкновенной (*Ellobius talpinus* Pallas, 1770), которая отличается большой степенью оседлости, в то время как в её колониях на фоновых участках миграционная подвижность достаточно высока [19]. Было установлено, что у этого вида не увеличивается частота абберрантных клеток [20], отсутствуют патологические сдвиги и признаки угнетения реактивности в состоянии иммунной и кроветворной систем, отмечается активация иммунной системы и полноценность противинфекционного иммунитета [12, 14, 21]. В серии работ под общим руководством Н.М. Любашевского был сделан вывод о развитии совершенной радиоадаптации у слепушонки обыкновенной [14, 21 и др.].

Обитающие рядом со слепушонками наземные полёвки и мыши успешно заселяют неблагоприятную среду, поддерживают плотность населения на уровне не ниже, чем в контроле. В то же время, у более 70 % особей найдены те или иные отклонения в картине крови, в цитогенетике (повышена частота хромосомных абберраций, микроядер), признаки угнетения иммунитета и другие совместимые с жизнеспособностью патологии [14, 21, 22]. Таким образом, их адаптация – несовершенная.

Для территории ВУРСа в качестве репрезентативного организма удобно принять мышевидных грызунов. Для этих животных изучены эффекты облучения, уровни накопления  $^{90}\text{Sr}$  и другие характеристики. Этим мелким млеко-

питающим из референтных организмов МКРЗ наиболее близко соответствует референтная крыса, для которой установлен производный референтный уровень 0,1–1,0 мГр/сут.

Дальнейший прогресс в радиоэкологии и радиационной безопасности биоты и, в первую очередь, мелких млекопитающих, обитающих на территории ВУРСа, связан с оценкой доз облучения органов и тканей мышевидных грызунов, обусловленных накоплением  $^{90}\text{Sr}$  в скелете.

#### ОБЗОР МЕТОДОВ ОЦЕНКИ ДОЗ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ГРЫЗУНОВ ПРИ ПОСТУПЛЕНИИ $^{90}\text{Sr}$

Работы по оценке доз облучения мышевидных грызунов от инкорпорированных радионуклидов были предприняты во многих исследованиях. Необходимо отметить, что многообразие подходов к оценке доз внутреннего облучения от поступившего  $^{90}\text{Sr}$  сводятся к различным оценкам долей энергии излучения, поглощаемых в скелете и мягких тканях. Во всех случаях оценка производится на основе данных об удельной активности (УА) скелета или всего тела.

В работе [23] долю энергии  $\beta$ -излучения  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ , поглощенной в кости, определяли экспериментально. Для этого были изготовлены фантом бедренной кости и ступенчатые стронциевые эталоны. Фантом представлял собой распиленную вдоль бедренную кость, освобожденную от костного мозга, воды и жира. Полости, из которых был удален костный мозг, заполняли парафином. В качестве стронциевого эталона использовали объект, приготовленный следующим образом: брусок из органического стекла с пятью одинаковыми лунками диаметром 20 мм и глубиной 10–12 мм, которые заполняли мелкодисперсной костной золой с известной УА. Фантом кости и эталоны накладывали на рентгеновскую пленку. Поглощенную дозу на костную ткань измеряли методом сравнения плотностей почернения от фантомов бедренных костей с плотностями почернения от эталонов. На основании сравнения фактических и расчётных данных авторами работы был сделан вывод, что в бедренной кости мышей поглощается не более 25 %, а у крыс 50 % тканевой дозы [23].

В работе [24] дозу от инкорпорированных радионуклидов рассчитывали по формуле:

$$\dot{D} = E_{cp} \cdot q \cdot k \cdot 86400, \quad (1)$$

где  $\dot{D}$  – мощность поглощенной дозы, Гр/сут;  
 $E_{cp}$  – средняя энергия  $\beta$ -излучения, МэВ;  
 $q$  – УА (Бк/г);  
 $k$  – нормировочный коэффициент (1,6·10<sup>-13</sup> Дж/МэВ);  
 86400 – количество секунд в сутках.

Авторы предположили, что 70–80 % энергии <sup>90</sup>Y выходит из кости, если ее поперечное сечение порядка 1,2 мм. Поэтому, при расчёте доз  $E$  принималось равным 0,3–0,4 МэВ вместо 1,1<sup>р</sup> МэВ (средняя энергия <sup>90</sup>Sr+<sup>90</sup>Y). Оставшаяся энергия распределялась по мягким тканям. Дозовый коэффициент, связывающий УА тушки с мощностью дозы облучения, таким образом, был равен 0,97·10<sup>-5</sup> (мГр/день)/(Бк/кг тушки).

В работе [25], при оценке дозовой нагрузки на животных, обитающих в Чернобыльской зоне, мощность дозы внутреннего облучения  $D_{Sr+Y}$  всего тела за счет <sup>90</sup>Sr, инкорпорированного в кости, рассчитывали по формуле:

$$\dot{D}_{Sr+Y} = \frac{A_{ск}}{m_{ск}} \cdot \left( E_{Sr} \cdot \frac{m_{Sr}}{m_{wb}} + E_Y \cdot \frac{m_Y}{m_{wb}} \right), \quad (2)$$

где  $A_{ск}$  – активность скелета;  
 $m_{ск}$  – масса скелета;  
 $E_{Sr}, E_Y$  – средние энергии излучения <sup>90</sup>Sr и <sup>90</sup>Y, соответственно;  
 $m_{wb}$  – масса тела;  
 $m_{Sr}$  и  $m_Y$  – масса части тела, в которой полностью поглощается энергия <sup>90</sup>Sr и <sup>90</sup>Y, соответственно.

В данном исследовании было принято, что  $\beta$ -частицы, испущенные <sup>90</sup>Sr, проходят не более 0,2 мм и, таким образом, не уходят за пределы скелета (т.е.  $m_{Sr} = m_{ск}$ ). Масса скелета была принята равной 12 % массы тела, т.е.  $m_{Sr}/m_{wb} = 0,12$ . Часть  $\beta$ -частиц, испущенных <sup>90</sup>Y, по предположению авторов, покидают кость и поглощаются в пределах порядка 4 мм мягких тканей, окружающих кость. При моделировании животного цилиндром диаметром 1 см это составляет примерно 13 % массы тела. Поэтому с учётом массы скелета,  $m_Y/m_{wb} = 0,25$ . Полученный таким образом дозовый коэффициент составляет 3,5·10<sup>-6</sup> (мГр/день)/(Бк/кг скелета). По нашему

мнению, такой расчёт не вполне корректен, и при расчёте мощности дозы облучения всего тела на основе активности скелета вместо  $m_{Sr}$  и  $m_Y$  в формуле необходимо использовать  $m_{ск}$ . С учётом таких поправок дозовый коэффициент составит 1,8·10<sup>-6</sup> (мГр/день)/(Бк/кг скелета).

В работе [26] проведены расчёты доли энергии, покидающей кость, с использованием данных работ [23, 25, 27]. Получено, что эта величина составляет 10 % для <sup>90</sup>Sr и 70 % для <sup>90</sup>Y.

По мнению ряда авторов для целей радиационной безопасности является достаточным рассматривать животных и растения в виде гомогенных объектов простой геометрической формы с равномерным распределением радионуклида по объёму. Анализ дозовых коэффициентов, полученных в разных работах [28–30], для моделей мелких млекопитающих показал, что рассчитанные коэффициенты соответствуют почти 100 % поглощению энергии излучения <sup>90</sup>Sr и <sup>90</sup>Y в теле животного. Если принять, что вся энергия  $\beta$ -излучения <sup>90</sup>Sr и <sup>90</sup>Y поглощается в теле животного, то дозовый коэффициент будет составлять 1,55·10<sup>-6</sup> (мГр/день)/(Бк/кг тушки). Этот дозовый коэффициент можно принять для всех достаточно простых моделей животных с массой тела больше 10 г.

На сегодняшний день наиболее точные оценки поглощенных долей энергии могут быть получены с использованием воксельных фантомов и моделирования переноса излучения в специализированных компьютерных пакетах. Так расчёты дозовых коэффициентов, связывающих поступление радионуклида и эквивалентную дозу в органе, проводят с использованием воксельных фантомов человека. В последнее время воксельные фантомы животных, в частности мышей, получают все большее распространение [31–36].

Для оценки доз внутреннего облучения важным является учёт динамики накопления радионуклида в каждом из органов и тканей организма. Для этого служат биокинетические модели. Необходимо отметить, что в мире проведено значительное количество исследований накопления стронция в организме мышей. Однако анализ биокинетики обычно ограничивается изучением накопления стронция в костной ткани.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Дозы внутреннего облучения органов и тканей рассчитывали для животных, отловленных сотрудниками ИЭРЖ УрО РАН на территории ВУРСа в период 1992–2010 гг. Измерения  $^{90}\text{Sr}$  в длинных трубчатых костях животных были проведены традиционным разрушающим методом [9]. В.И. Стариченко с соавт. [22] подготовили обзор собственных данных по содержанию  $^{90}\text{Sr}$  в костях полевков (полёвка обыкновенная (*Microtus arvalis* s.l. Pall., 1778), полёвка узкочерепная (*Microtus gregalis* Pall., 1779), полёвка-экономка (*Microtus oeconomus* Pall., 1776), пашенная полёвка (*Microtus agrestis* L., 1761), красная полёвка (*Clethrionomys rutilus* Pall., 1779), водяная полёвка (*Arvicola terrestris* L., 1758)) и мышей (малая лесная мышь (*Sylvaeus uralensis* Pall., 1811), мышь полевая (*Apodemus agrarius* Pall., 1771), отловленных на участках с различным уровнем загрязнения почвы. Из 1042 животных 12 были отловлены на участке с начальной плотностью поверхностного загрязнения (ППЗ)  $^{90}\text{Sr}$  более 37 МБк/м<sup>2</sup> (по данным атласа [37] уровень ППЗ на 2007 г. составлял 3,3–5,5 МБк/м<sup>2</sup>), 561 – на участках с ППЗ 18,5–37 МБк/м<sup>2</sup> (5,5–11,1 МБк/м<sup>2</sup>) и 469 – с ППЗ 0,074–18,5 МБк/м<sup>2</sup> (0,011–3,3 МБк/м<sup>2</sup>). Дополнительно с помощью разработанного неразрушающего метода [38] проведены измерения  $^{90}\text{Sr}$  в черепках 38 животных из коллек-

ции ИЭРЖ УрО РАН, которые были отловлены в августе 2005 г. на участках с максимальной плотностью поверхностного загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  (более 37 МБк/м<sup>2</sup>) [39]. В настоящей работе данные по УА  $^{90}\text{Sr}$  были объединены. При этом учитывали, что УА  $^{90}\text{Sr}$  в черепе в 1,8 раз выше УА  $^{90}\text{Sr}$  в скелете, также считали, что УА  $^{90}\text{Sr}$  в длинных трубчатых костях репрезентативно отражает кумуляцию радионуклида в целостном скелете [40, 41]. Все данные перед объединением приводили к величине УА  $^{90}\text{Sr}$  в скелете без учёта  $^{90}\text{Y}$ .

Для оценки доз внутреннего облучения на органы и ткани использовали коэффициенты перехода от УА  $^{90}\text{Sr}$  в скелете к дозе облучения. Расчёт коэффициентов представлен в работе [39]. При расчёте этих коэффициентов были использованы величины поглощенных долей энергии (АФ), полученные с помощью воксельного фантома [31]. Представленные в работе [31] дискретные значения АФ были использованы для оценки АФ для непрерывного спектра  $\beta$ -излучения  $^{90}\text{Sr}$  и дочернего  $^{90}\text{Y}$ . Дозовые коэффициенты рассчитаны с учётом специально разработанной биокинетической модели, которая включает пять компартментов: Кровь, ЖКТ, Мягкие ткани, Скелет, Мочевой пузырь и 11 постоянных перехода между ними. Значения постоянных перехода были получены на основе анализа опубликованных экспериментальных данных об удержании  $^{90}\text{Sr}$  в организме мышце-

Таблица

Коэффициенты перехода от УА  $^{90}\text{Sr}$  в скелете к накопленной дозе облучения, мГр/(Бк·кг<sup>-1</sup>)

Орган	Время после начала поступления, сут				
	40	45	50	55	60
Скелет	$1,89 \cdot 10^{-4}$	$2,14 \cdot 10^{-4}$	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$2,55 \cdot 10^{-4}$	$2,72 \cdot 10^{-4}$
Легкие	$8,75 \cdot 10^{-5}$	$9,88 \cdot 10^{-5}$	$1,06 \cdot 10^{-4}$	$1,18 \cdot 10^{-4}$	$1,25 \cdot 10^{-4}$
Сердце	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$3,21 \cdot 10^{-5}$	$3,44 \cdot 10^{-5}$	$3,79 \cdot 10^{-5}$	$4,02 \cdot 10^{-5}$
Печень	$2,15 \cdot 10^{-5}$	$2,39 \cdot 10^{-5}$	$2,55 \cdot 10^{-5}$	$2,78 \cdot 10^{-5}$	$2,94 \cdot 10^{-5}$
Почки	$1,38 \cdot 10^{-5}$	$1,51 \cdot 10^{-5}$	$1,60 \cdot 10^{-5}$	$1,73 \cdot 10^{-5}$	$1,81 \cdot 10^{-5}$
Желудок	$4,52 \cdot 10^{-5}$	$4,95 \cdot 10^{-5}$	$5,22 \cdot 10^{-5}$	$5,63 \cdot 10^{-5}$	$5,90 \cdot 10^{-5}$
Кишечник	$2,61 \cdot 10^{-5}$	$2,76 \cdot 10^{-5}$	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$3,00 \cdot 10^{-5}$	$3,09 \cdot 10^{-5}$
Селезенка	$2,39 \cdot 10^{-5}$	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$2,79 \cdot 10^{-5}$	$3,03 \cdot 10^{-5}$	$3,19 \cdot 10^{-5}$
Гонады	$6,98 \cdot 10^{-6}$	$7,61 \cdot 10^{-6}$	$8,01 \cdot 10^{-6}$	$8,61 \cdot 10^{-6}$	$9,01 \cdot 10^{-6}$
Мочевой пузырь	$9,44 \cdot 10^{-6}$	$1,04 \cdot 10^{-5}$	$1,11 \cdot 10^{-5}$	$1,21 \cdot 10^{-5}$	$1,27 \cdot 10^{-5}$
Другие ткани	$2,69 \cdot 10^{-5}$	$3,03 \cdot 10^{-5}$	$3,25 \cdot 10^{-5}$	$3,59 \cdot 10^{-5}$	$3,81 \cdot 10^{-5}$

видных грызунов. Более подробное описание модели приведено в статье [42].

На основании проведенных дозиметрических и биокинетических расчётов были получены значения коэффициентов перехода от УА  $^{90}\text{Sr}$  в скелете к накопленным дозам облучения органов и тканей (таблица). Эти величины могут быть использованы для оценки доз облучения других мышевидных грызунов, обитающих на территории ВУРСа, в случае, если известна УА  $^{90}\text{Sr}$  в черепае или скелете. Как видно из таблицы, в рамках использованного подхода максимальные дозы приходятся на скелет и легкие. Коэффициент дозового перехода от УА скелета к дозе облучения всего тела, накопленной за 45 дней, составил  $4,45 \cdot 10^{-5}$  мГр/(Бк/кг). Эта величина соответствует мощности дозы в день отлова  $1,5 \cdot 10^{-5}$  (мГр/день)/(Бк/кг тушки) или  $1,5 \cdot 10^{-6}$  (мГр/день)/(Бк/кг скелета).

Дозу внешнего облучения рассчитывали в программном пакете RESRAD Biota [43].

### РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Обобщенные результаты измерения УА  $^{90}\text{Sr}$  в скелете мышевидных грызунов представлены на рис. 1.

С использованием разработанных подходов рассчитаны современные дозы облучения мышевидных грызунов, обитающих на территории ВУРСа с различным уровнем ППЗ  $^{90}\text{Sr}$ . Результаты оценки доз облучения органов и тканей мышевидных грызунов, отловленных на территории с ППЗ более  $37 \text{ МБк/м}^2$ , показаны на рис. 2. На рисунке представлены медианное значение и 90-я процентиль дозы внутреннего облучения. Максимальное и среднее значения поглощенной дозы на скелет, накопленные за 45 дней, составляют 303 и 134 мГр, соответственно. Из мягких тканей наибольшая доза облучения получена легкими и составляет 46 % от дозы облучения скелета. Для остальных органов и тканей средние накопленные дозы облучения лежат в диапазоне 5–30 мГр. На территориях с меньшей ППЗ дозы облучения снижаются пропорционально средней УА  $^{90}\text{Sr}$  в скелете: на 89 % на территории с ППЗ  $18,5\text{--}37 \text{ МБк/м}^2$  и на 97 % на территории с ППЗ  $0,074\text{--}18,5 \text{ МБк/м}^2$ .

На рис. 3 представлены мощности дозы облучения мышевидных грызунов (на все тело),

отловленных на различных участках ВУРСа, на последний день перед отловом (медианные значения доз внутреннего облучения, оценки доз внешнего облучения и 90-е процентиля суммарных доз облучения). Мощность дозы внутреннего облучения на последний день перед отловом составляет 0,83; 0,092 и 0,023 мГр/сут для животных, отловленных на участках с ППЗ  $>37 \text{ МБк/м}^2$ ,  $18,5\text{--}37 \text{ МБк/м}^2$  и  $0,074\text{--}18,5 \text{ МБк/м}^2$ , соответственно. Мощность дозы

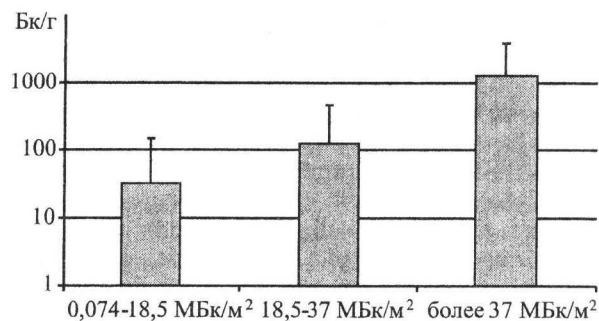


Рис. 1. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в скелете мышевидных грызунов с территории ВУРСа (медианные значения и 90-я процентиль)

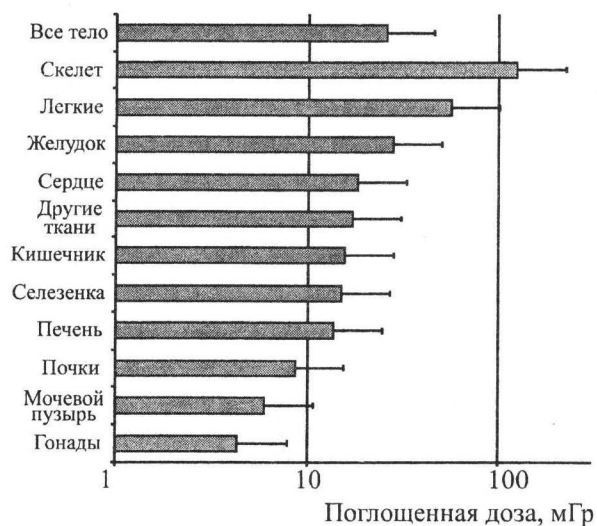


Рис. 2. Накопленные за 45 дней дозы облучения всего тела, органов и тканей мышевидных грызунов, отловленных на участке ВУРСа с начальной ППЗ  $^{90}\text{Sr}$  более  $37 \text{ МБк/м}^2$ . Столбики – медианные значения, усики – 90-я процентиль

внешнего облучения в наиболее загрязненной части ВУРСа достигает 0,43 мГр/сут.

Современные дозы облучения мышевидных грызунов на определенных участках ВУРСа остаются достаточно высокими. Средние дозы облучения скелета превышают 100 мГр за 45 дней, то есть примерно за период от окончания молочного вскармливания до отлова в августе. С учётом облучения в период пренатального развития и период молочного вскармливания накопленные дозы будут еще выше, хотя, как показано в статье [39], дозы облучения в эти периоды составляют не более 20 % от общей накопленной дозы. Максимальные дозы на скелет составляют более 200 мГр. Годовые дозы будут еще выше. Такие дозы облучения кости и костного мозга могут обусловить те неблагоприятные эффекты для кроветворной и иммунной систем, которые наблюдаются у животных. Патогенез этих нарушений может быть

связан с наследственными поражениями или тканевой реакцией на облучение. О наличии наследственных эффектов вследствие облучения более ста поколений предков может свидетельствовать наследуемая геномная нестабильность у потомков грызунов [8, 10] и изменение формы нижней челюсти малой лесной мыши [16]. В то же время биохимические сдвиги [17] связаны с накоплением  $^{90}\text{Sr}$  в кости. Дополнительные поводы для дискуссии о механизме биологических эффектов облучения дают результаты изучения скорости аллозивной изменчивости у мышевидных грызунов [18] и морфологические изменения черепа слепушонки [44]. На территории с начальным уровнем загрязнения менее 18,5 МБк/м<sup>2</sup> современные накопленные дозы облучения скелета в 30–40 раз меньше. С учётом критериев радиационной безопасности, грызуны, обитающие на расстоянии более 10 км от эпицентра по оси ВУРСа, не испытывают значительного радиационного воздействия.

Как видно из рис. 3, мощность дозы облучения превышает верхнюю границу производного референтного уровня на участке с максимальным уровнем загрязнения. На участке с ППЗ 18,5–37 МБк/м<sup>2</sup> дозы облучения мышевидных грызунов в среднем превышают нижнюю границу производного референтного уровня. На участке с меньшей ППЗ доза облучения ниже нижней границы даже с учётом 90-й процентиля.

В настоящее время для оценки доз облучения биоты рекомендуется программный пакет ERICA Tool [45]. Программа позволяет оценивать дозы облучения животных при известном загрязнении почвы. Проведен расчёт дозы облучения референтной крысы на участке с максимальным уровнем загрязнения при УА  $^{90}\text{Sr}$  215 кБк/кг в поверхностном слое почвы [6]. При использовании параметров и коэффициентов "по умолчанию" для перехода от УА почвы к дозе облучения было получено значение мощности дозы облучения на все тело 5,6 мГр/день. Эта оценка значительно превосходит полученную нами величину. Различия обусловлены высоким коэффициентом перехода в системе почва–растение для  $^{90}\text{Sr}$ , принятым в программе ERICA Tool. В целом необходимо заключить, что для оценки доз облучения биоты на ВУРСе следует с осторожностью использовать

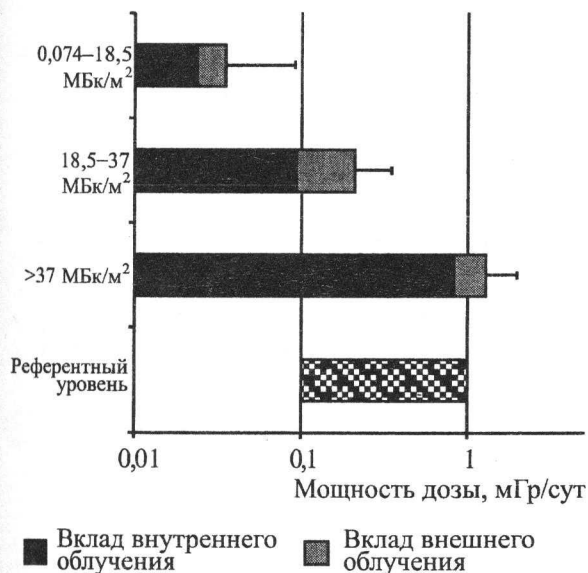


Рис. 3. Мощности доз облучения мышевидных грызунов (на все тело) в день отлова в зависимости от ППЗ в сравнении с референтным уровнем. Столбики – медиана мощности дозы облучения, усики – 90-я перцентиль. Заштрихованный участок – диапазон мощностей доз, соответствующий производному референтному уровню для референтной крысы

программу ERICA Tool и применять реальные значения коэффициентов перехода.

Таким образом, анализ текущих доз облучения мышевидных грызунов, обитающих на территории ВУРСа, показывает, что в соответствии с современными рекомендациями, оптимизация радиационной защиты биоты требуется на участках ВУРСа с начальной ППЗ более 18,5 МБк/м<sup>2</sup>. В соответствии с рекомендациями МКРЗ [2, 46], после оценки радиационной обстановки и сравнения полученных доз облучения с выбранным референтным уровнем органы, ответственные за радиационную безопасность, определяют возможные защитные мероприятия.

В недавней публикации МКРЗ [46] отмечается, что возможности обеспечения радиационной безопасности биоты в ситуации существующего облучения ограничены по сравнению с набором методов, разработанных для защиты человека. Дозы облучения животных и растений, обитающих на радиоактивно загрязненных территориях, не могут быть снижены путем отселения, снятия и вывоза загрязненного грунта и т.п. В то же время защита других видов кроме человека может быть основана на мерах, которые хотя и не оказывают непосредственного влияния на источник и пути облучения, но способствуют сохранению биологического разнообразия. Например, такой мерой является ограничение других факторов техногенного воздействия кроме радиационного. В настоящее время наиболее загрязненная часть ВУРСа относится к Восточно-Уральскому государственному заповеднику. Можно полагать, что ограничение хозяйственной деятельности в заповеднике до определенной степени компенсирует негативное влияние облучения на местную биоту. С учётом того, что дозы облучения мышевидных грызунов на территории заповедника остаются высокими и превышают референтный уровень, предложенный МКРЗ, сохранение заповедника является необходимым для обеспечения радиационной безопасности окружающей среды.

Другим важным направлением деятельности, является проведение научных исследований состояния биоты на территории ВУРСа. Наблюдение за сообществами животных и растений позволяет объективно судить об обо-

снованности дополнительных защитных мероприятий. В ходе научных исследований необходимо отслеживать происходящие в экосистеме изменения, в частности снижение содержания радиоактивных элементов в объектах окружающей среды и, соответственно, мощностей доз облучения.

Актуальной научной задачей является изучение адаптации различных видов к функционированию в условиях хронического облучения. О радиоадаптации косвенно свидетельствует отсутствие выраженных отрицательных эффектов облучения у мелких млекопитающих ВУРСа. Адаптационные процессы необходимо учитывать при рассмотрении возможных подходов к обеспечению радиационной безопасности ВУРСа и других радиоактивно загрязнённых территорий.

*Работа выполнена при поддержке УрО РАН, проект 12-М-24-2016.*

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection // Publ. 60 ICRP. – 1990. – Ann. ICRP 21 (1–3).
2. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection // Publ. 103 ICRP. – 2007. – Ann. ICRP 37 (2–4).
3. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants // Publ. 108 ICRP. – 2008. – Ann. ICRP 38 (4–6).
4. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры – М.: ИздАТ, 2001. – 751 с.
5. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Каримуллина Э.М. и др. Последствия хронического действия радиации для флоры Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2009. – № 49 (1). – С. 97–106.
6. Karimullina E., Antonova E., Pozolotina V. Assessing radiation exposure of herbaceous plant species at the East-Ural Radioactive Trace // J. Environ. Radioact. – 2013. – No. 124. – P. 113–120.
7. Lyubashevsky N., Bolshakov V., Gileva E. et al. Epicentre of the Urals radiation accident 1957: dose loads and their consequences in small mammals generations series // Radiation Research 1895-1995. Congress abstracts. Proceedings of the Tenth

- International Congress of Radiation Research, August 27 – September 1, 1995, Wurzburg, Germany. – V. 1.
8. Гилева Э.А., Любашевский Н.М., Стариченко В.И. и др. Наследуемая хромосомная нестабильность у обыкновенной полевки (*Microtus arvalis*) из района Кыштымской ядерной аварии – факт или гипотеза? // Генетика. – 1996. – № 32 (1). – С. 114–119.
9. Стариченко В.И., Любашевский Н.М. Индивидуальные особенности аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$  в организме двух видов серых полевок, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиозэкология. – 1998. – № 38 (3). – С. 375–383.
10. Гилева Э.А., Нохрин Д.Ю., Стариченко В.И. Хромосомная нестабильность у потомков полевок из зоны радиационного неблагополучия // Генетика. – 2000. – № 36 (5). – С. 714–717.
11. Васильева И.А., Васильев А.Г., Любашевский Н.М. и др. Феногенетический анализ популяций малой лесной мыши (*Apodemus uralensis* Pall.) в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология. – 2003. – № 6. – С. 445–453.
12. Grigorkina E., Olenov G. Radioadaptation of rodents in the zone of local radioactive contamination (Kyshtim Accident, Russia): 50 years on // Radioprotection. – 2009. – No. 44 (5). – P. 129–134.
13. Ялковская Л.Э., Григоркина Е.Б., Тарасов О.В. Цитогенетические последствия хронического радиационного воздействия на популяции грызунов в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2010. – № 50 (4). – С. 466–471.
14. Любашевский Н.М., Стариченко В.И. Адаптивная стратегия популяций грызунов при радиоактивном и химическом загрязнении среды // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2010. – № 50 (4). – С. 405–413.
15. Васильев А.Г., Васильева И.А., Городилова Ю.В., Чибирик М.В. Соотношение морфологического и таксономического разнообразия сообществ грызунов в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа на южном Урале // Экология. – 2010. – № 2. – С. 119–125.
16. Большаков В.Н., Васильев А.Г., Васильева И.А. и др. Техногенная морфологическая изменчивость малой лесной мыши (*Sylvaemus uralensis* Pall.) на Урале // Экология. – 2012. – № 6. – С. 427–432.
17. Орехова Н.А., Расина Л.Н. Биохимический анализ метаболизма мелких грызунов при их обитании в различных радиоэкологических условиях // Русский териологический журнал. – 2012. – № 11 (1). – С. 21–31.
18. Модоров М.В. Дозовые нагрузки и аллозимная изменчивость в популяции красной полевки (*Clethrionomys rutilus*) из зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа // Генетика. – 2014. – № 2 (50). – С. 1–8.
19. Евдокимов Н.Г. Структура поселений обыкновенной слепушонки (*Ellobius talpinus*, rodentia, cricetidae) // Зоологический журнал. – 2013. – № 3 (92). – С. 325–336.
20. Гилева Э.А. Хромосомная нестабильность у грызунов с территории ВУРСа: межвидовые сравнения // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2002. – № 42 (6). – С. 665–668.
21. Любашевский Н.М., Стариченко В.И., Гилева Э.А. и др. Новые материалы по популяционно-генетической радиоадаптации мелких млекопитающих на ВУРСе // Экологические проблемы горных территорий. Материалы междунар. науч. конф. "Междунар. год гор на Сред. Урале", 2002 г. – Екатеринбург: Академкнига, 2002. – С. 244–249.
22. Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Модоров М.В., Чибирик М.В.  $^{90}\text{Sr}$  в скелете как метка миграционной активности мышевидных грызунов в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология. – 2014. – № 3. – С. 230–240.
23. Шведов В.Л., Аклеев А.В. Радиобиология стронция-90. – Челябинск, 2001. – 298 с.
24. Gaschak S.P., Maklyuk Y.A., Maksimenko A.M. et al. Radiation ecology issues associated with murine rodents and shrews in the Chernobyl exclusion zone // Health Physics. – 2011. – No. 101 (4). – P. 403–416.
25. Chesser R.K., Sugg D.W., Lomakin M.D. et al. Concentrations and dose rate estimates of  $^{134,137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in small mammals at Chernobyl, Ukraine // Environ Toxicol Chem. – 2000. – No. 19. – P. 305–312.
26. Шишкина Е.А., Любашевский Н.М. К вопросу о дозиметрии внутреннего облучения изотопами  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{90}\text{Y}$  для мышевидных грызунов



- // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: Мат-лы II Междунар. науч.-практ. конф., 8–11 октября 2008 г. –Т. 1. – Челябинск: Изд-во Челяб. гос. пед. ун-та, 2008. – С. 25–30.
27. 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 энергетика. – 2007. – № 3 (21). – С. 81–91.
28. Taranenko V., Pröhl G., Gómez-Ros J.M. Absorbed dose rate conversion coefficients for reference terrestrial biota for external photon and internal exposures // J. Radiol. Prot. – 2004. – No. 24. – P. A35–A62.
29. Ulanovsky A., Pröhl G. Tables of dose conversion coefficients for estimating internal and external radiation exposures to terrestrial and aquatic biota // Radiat Environ Biophys. – 2008. – No. 47. – P. 195–203.
30. Keum D.K., Jun I., Lim K.-M., Choi Y.-H. Absorbed internal dose conversion coefficients for domestic reference animals and plant // Nuclear Engineering And Technology. – 2010. – No. 42 (1). – P. 89–96.
31. Stabin M.G., Peterson T.E., Holburn G.E., Emmons M.A. Voxel-based mouse and rat models for internal dose calculations // J. Nucl. Med. – 2006. – No. 47 (4). – P. 655–659.
32. Mohammadi A., Kinase S. Electron absorbed fractions and S-values in a voxel-based mouse phantom Radioisotopes // Progress in nuclear science and technology. – 2011. – No. 60. – P. 505–512.
33. Mohammadi A., Kinase S. Simulations of Photon Specific Absorbed Fractions in a Mouse Voxel Phantom // Progress in nuclear science and technology. – 2011. – No. 1. – P. 126–129.
34. Mohammadi A., Kinase S., Saito K. Comparison of Photon and Electron Absorbed Fractions in Voxel-Based and Simplified Phantoms for Small Animals // Progress in nuclear science and technology. – 2011. – No. 2. – P. 365–368.
35. Bitar A., Lisbona A., Thedrez P. et al. Voxel-based mouse for internal dose calculations using Monte Carlo simulations (MCNP) // Phys. Med. Biol. – 2007. – No. 52. – P. 1013–1025.
36. Peixoto P.H.R., Vieira J.W., Yoriyaz H., Lima F.R.A. Photon and electron absorbed fractions calculated from a new tomographic rat model // Phys. Med. Biol. – 2008. – No. 53. – P. 5343–5355.
37. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Ю.А. Израэля. – М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН, Фонд "Инфосфера" – НИА-Природа, 2013. – 140 с.
38. Малиновский Г.П., Жуковский М.В., Стариченко В.И., Модоров М.В. Неразрушающие методы оценки содержания  $^{90}\text{Sr}$  в костях мышевидных грызунов, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // АНРИ. – 2012. – № 3 (70). – С. 87–92.
39. Malinovsky G., Yarmoshenko I., Zhukovsky M. et al. Contemporary radiation doses to murine rodents inhabiting the most contaminated part of the EURT // J. of Environmental Radioactivity. – 2014. – No. 129. – P. 27–32.
40. Стариченко В.И., Модоров М.В. Распределение  $\beta$ -активности в организме мышевидных грызунов, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиац. безопасности. – 2013. Спецвыпуск: 2013 год – год охраны окружающей среды. – С. 66–73.
41. Стариченко В.И. Индивидуальные особенности кинетики остеотропных веществ: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Челябинск, 2007. – 50 с.
42. Malinovsky G., Yarmoshenko I., Zhukovsky M. et al. Strontium biokinetic model for mouse-like rodent // J. of Environmental Radioactivity. – 2013. – No. 118. – P. 57–63.
43. ISCORS, 2004. User's Guide: RESRAD-BIOTA: A Tool for Implementing a Graded Approach to Biota Dose Evaluation. ISCORS Technical Report 2004-02, DOE/EH-0676.
44. Васильев А.Г., Синева Н.В., Малиновский Г.П. Корреляция удельной  $\beta$ -активности костной ткани с проявлением аберрантных фенотипов осевого черепа и нижней челюсти у обыкновенной слепушонки из зоны ВУРСа // Матер. Междунар. науч. конф. "Фундаментальные и прикладные исследования и образовательные традиции в зоологии", Томск, 2013. – С. 25.
45. Brown J.E., Alfonso B., Avila R. et al. The ERICA Tool // J. of Environmental Radioactivity. – 2008. – No. 99. – P. 1371–1383.
46. Protection of the Environment under Different Exposure Situations // Publ. 124 ICRP. – 2014. – Ann. ICRP 43(1).