

УДК [574:539.163]+591.1+599.343.4

⁹⁰Sr В СКЕЛЕТЕ КАК МЕТКА МИГРАЦИОННОЙ АКТИВНОСТИ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ В ЗОНЕ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

© 2014 г. В. И. Стариченко, Н. М. Любашевский, М. В. Модоров, М. В. Чибиряк

Институт экологии растений и животных УрО РАН

620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

e-mail: starichenko@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 20.05.2013 г.

Проанализированы данные многолетнего мониторинга аккумуляции ⁹⁰Sr в костной ткани мышевидных грызунов в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа и на сопредельной контрольной территории. Их совокупность свидетельствует о зависимости уровня накопления ⁹⁰Sr в скелете животных от загрязнения почвы в местах их обитания. По величине депонирования ⁹⁰Sr проведена оценка миграции животных с “грязной” на “чистую” территорию и обратно, которая составляет не более 10%, из чего следует вывод об относительной изолированности популяций грызунов на территории ВУРСа.

Ключевые слова: Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), ⁹⁰Sr, костная ткань, грызуны, миграция.

DOI: 10.7868/S0367059714030123

Миграция, или пространственное рассеивание индивидуумов, — одна из базовых характеристик населения мелких млекопитающих, которая входит в число механизмов, определяющих устойчивое существование их популяций (Шварц, 1969; Большаков, 1972; Большаков, Баженов, 1988; Лукьянов, Лукьянова, 2002; Lidiker, 1985). В настоящее время общепризнано, что основная функция мигрантов заключается в расселении, восстановлении пространственной структуры, регулировании численности, в то время как функция резидентов — в репродукции населения и воспроизводстве популяции. Выявление особенностей миграционной активности приобретает особую значимость для мелких млекопитающих на радиоактивно загрязненных территориях (ВУРС, Чернобыль, Тощк и др.) в связи с вопросом о наличии у них радиоадаптации (Раушенбах, Монастырский, 1966; Дубинин и др., 1972; Соколов, Ильенко, 1980; Ильенко, Крапивко, 1989; Любашевский и др., 2002; Григоркина и др., 2008; Любашевский, Стариченко, 2010; Модоров, Позолотина, 2011; Lyubashevskiy et al., 1995; Meeks et al., 2009). Превалирование оседлого населения животных на радиоактивно загрязненных территориях — необходимое условие формирования и сохранения наследственной радиоадаптации, развивающейся в условиях хронического облучения в ряду поколений.

При несомненной сложности оценки миграционных процессов в естественных популяциях мелких млекопитающих особенностью радиоактивно загрязненных территорий является наличие на них естественных абсолютных маркеров — излучателей, по пищевым цепям поступающих в организм животных. В частности, ⁹⁰Sr, задерживаясь в скелете позвоночных на длительный срок, пожизненно метит обитающих здесь животных. Существенные отклонения у некоторых особей в депонировании ⁹⁰Sr от закономерностей его аккумуляции у основной массы животных, обитающих в данном регионе, указывают на принадлежность этих особей к мигрантам, т.е. по уровню аккумуляции радионуклида можно выявить долю мигрантов и оседлых животных — основной параметр подвижности популяции (Лукьянов, Лукьянова, 2002). Такой подход многократно апробирован (Ильенко, 1978; Ильенко, Крапивко, 1989; Стариченко, 2002, 2004; Любашевский и др., 2002; Любашевский, Стариченко, 2010). Он относится к группе косвенных методов анализа, с помощью которого выполнена большая часть работ по оценке подвижности—оседлости населения мелких млекопитающих; прямые методы (см. обзор Большаков, Баженов, 1988) используются реже.

Цель данной работы — обобщение многолетних исследований накопления ⁹⁰Sr в костной тка-

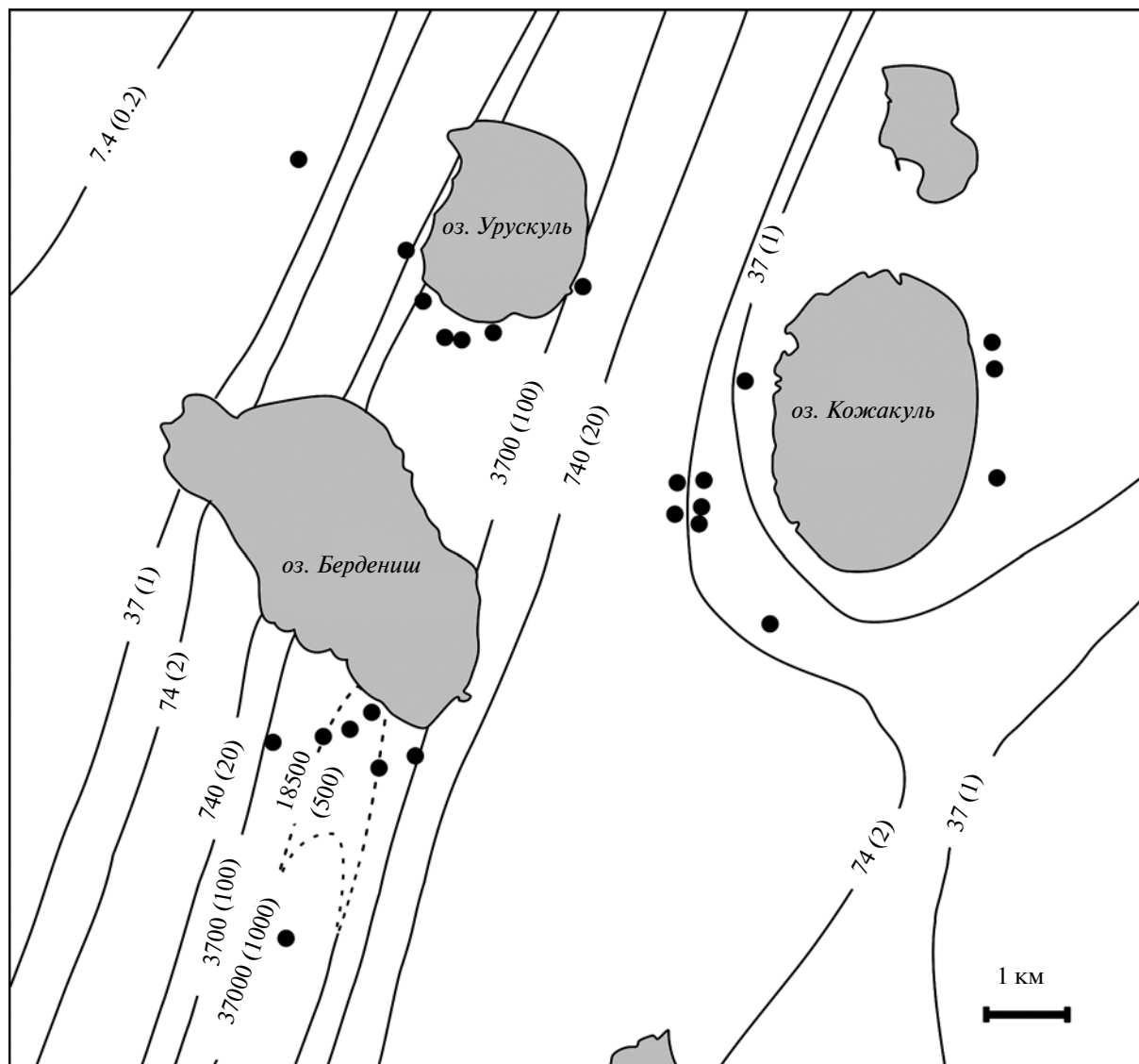


Схема расположения точек отлова мелких млекопитающих на территории ВУРСа и сопредельной контрольной территории (Климова и др., 2007) с модификацией (пунктирные линии) по “Изучение радиоэкологических...” (2005). Изолинии начальной плотности загрязнения ^{90}Sr – в $\text{кБк}/\text{м}^2$ ($\text{Ки}/\text{км}^2$) ($1 \text{ кБк}/\text{м}^2 = 2.7 \times 10^{-2} \text{ Ки}/\text{км}^2$). Масштаб 1 : 100000.

ни разных видов мелких млекопитающих, обитающих на территории ВУРСа и сопредельной контрольной территории, и косвенная оценка степени их миграции.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследовали удельную активность ^{90}Sr в костной ткани мелких млекопитающих, отловленных в разные годы на территории ВУРСа с плотностью загрязнения ^{90}Sr 18.5 и 37 $\text{МБк}/\text{м}^2$ (500, 1000 $\text{Ки}/\text{км}^2$ – эпицентр ВУРСа) и 74–3700 $\text{кБк}/\text{м}^2$ (2–100 $\text{Ки}/\text{км}^2$ – периферия ВУРСа), а также на контрольных территориях с плотностью загрязнения 7.4–74 $\text{кБк}/\text{м}^2$ (0.2–2 $\text{Ки}/\text{км}^2$), находящих-

ся на расстоянии 0.5–4 км от границы ВУРСа (см. рисунок). Контролем служили также территории вне зоны ВУРСа (окрестности г. Каменска-Уральского, Оренбуржье, Ботсад ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург).

Состав исследованных животных представлен следующими видами: полевка обыкновенная (*Microtus arvalis* s.l. Pall., 1778), полевка узкочерепная (*Microtus gregalis* Pall., 1779), полевка-экономка (*Microtus oeconomus* Pall., 1776), пашенная полевка (*Microtus agrestis* L., 1761), красная полевка (*Clethrionomys rutilus* Pall., 1779), водяная полевка (*Arvicola terrestris* L., 1758), малая лесная мышь (*Sylvaemus uralensis* Pall., 1811), мышь полевая (*Apodemus agrarius* Pall., 1771). Изучена костная ткань от 1583 грызунов. По территориям отлова

Таблица 1. Статистические характеристики накопления ^{90}Sr в костной ткани животных, отловленных на территории ВУРСа и сопредельной контрольной территории, Бк/г

	Плотность загрязнения почвы ^{90}Sr	<i>n</i>	<i>M</i> (min–max)	<i>SD</i>	<i>m</i>	Per 10	Qar 25	Med	Qar 75	Per 90
ВУРС	37 МБк/м ² (1000 Ки/км ²)	12	1454 (417–2839)	793	229	556	891	1287	2084	2528
	18.5 МБк/м ² (500 Ки/км ²)	561	169 (0.2–1198)	148	6	51	80	127	205	331
	Периферия 74–3700 кБк/м ² (2–100 Ки/км ²)	469	44 (0.2–853)	58	3	0.2	9	32	58	111
	Вся территория: 74 кБк/м ² –37 МБк/м ² (2–1000 Ки/км ²)	1042	127 (0.2–2839)	210	7	6	31	78	144	269
Контроль	7.4–74 кБк/м ² (0.2–2 Ки/км ²)	387	2.2 (0.2–249)	15	0.7	0.2	0.2	0.2	0.9	2.3
		360 (без удельной активности $^{90}\text{Sr} \geq 4$ Бк/г, <i>n</i> = 27)	0.5 (0.2–3.4)	0.6	0.03	0.2	0.2	0.2	0.6	1.4

Примечание. *M* – среднее арифметическое, min–max – диапазон значений, *SD* – стандартное отклонение среднего, *m* – стандартная ошибка, Med – медиана значений, Per – процентиль (с уровнем 10% и 90% соответственно), Qar – квартиль (с уровнем 25% и 75% соответственно).

животные распределены следующим образом: территория ВУРСа – 1042 экз., сопредельная “чистая” территория – 387 экз., контрольная территория вне зоны ВУРСа – 45 экз.; еще 109 животных были отловлены (территория ВУРСа и сопредельный контроль) для специальных целей и умерщвлены после содержания в виварии на чистых кормах в течение от двух недель до одного года.

В настоящее время основными дозообразующими радионуклидами на ВУРСе являются β -излучатели ^{90}Sr и дочерний ^{90}Y и β - γ -излучатель ^{137}Cs (его удельная активность в почве на два порядка ниже, чем $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$). В организме животных 90–95% $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ депонировано в костной ткани, поэтому правомерно отождествлять величину β -активности скелета и содержание в нем этих радионуклидов. В то же время для простоты изложения мы употребляем словосочетание “удельная активность ^{90}Sr ”, подразумевая под ней активность, обусловленную $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$.

Радиометрию проб проводили на приборе “RFT 10 MHz – Zahler VAG-120”. Для расчета удельной активности образцов (Бк/г сырой кости) градуировку прибора производили по серии калийных эталонов (Стариченко, Любашевский, 1998).

Мигрантами считали животных, у которых удельная активность ^{90}Sr в скелете <10% или >1000%, чем средние значения в выборке, прини-

маемые за 100%. Этот критерий “порядка величин” опирается на статистическое исследование принадлежности животных к данной выборке и близок к примененному в работе А.И. Ильенко (1978).

Известно, что частотное распределение значений удельной активности ^{90}Sr у животных из природной среды обычно носит логнормальный характер (Стариченко, Любашевский, 1998; Тарасов, 2000; Chesser et al., 2000), однако характеристики несимметрично распределенных данных (медиана, квартили, процентиля) игнорируют большую часть информации и не имеют алгебраического выражения. Поэтому для описания всей совокупности данных наряду с ними использованы среднее значение, стандартное отклонение и стандартная ошибка, для внутривидовых характеристик – среднее значение и стандартная ошибка среднего (мигрантов при усреднении исключали).

Статистическая обработка данных выполнена с помощью пакета лицензионных программ Microsoft Excel 2002 и Statistica 6,0 (StatSoft Inc.).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В табл. 1 приведены статистические характеристики накопления ^{90}Sr в костной ткани объединенной многолетней выборки животных (без учета видовых особенностей), отловленных в разных зонах ВУРСа и на сопредельной с ним контрольной

ной территории. Четко выражена тенденция к падению среднего уровня накопления ^{90}Sr в направлении от эпицентра к периферии ВУРСа (1454–169–44 Бк/г), что хорошо укладывается в современные представления о корреляции депонирования ^{90}Sr в скелете в зависимости от загрязнения почвы (Ильенко, 1968; Тарасов, 2000; Chesser et al., 2000) и свидетельствует об относительной оседлости населения. Корреляция удельной активности ^{90}Sr в костях и содержания радионуклида в почве выявлена (Нил, Ларсон, 1968) также для таких подвижных животных, как зайцы, после атомных взрывов в штате Невада (США). Отмечено, что состояние динамического равновесия между содержанием ^{90}Sr в среде и его поступлением в организм устанавливается через 20 сут после начала выпадения радиоактивных осадков.

Однако корреляция ^{90}Sr скелета/ ^{90}Sr почвы, четко прослеживаемая при статистическом сравнении группировок, не отвергает широкой варибельности депонирования радионуклида в организме особей. Ряд этих особенностей может быть объяснен без привлечения феномена миграции.

Известно, что даже в лабораторном эксперименте на линейных мышах в группах одновозрастных животных индивидуальные различия кинетики ^{90}Sr и стабильного фтора могут достигать 2–8 раз (Стариченко, 2010). В природной среде диапазон изменчивости гораздо шире. Например, некоторые авторы (Пантелеев и др., 1970) пришли к выводу, что с вероятностью 10^{-3} – 10^{-6} содержание ^{90}Sr в скелете отдельных людей может превышать среднее количество радионуклида для популяции в 6–15 раз.

У животных, отловленных на прилегающей к ВУРСу контрольной территории, удельная активность ^{90}Sr составляет 2.2 ± 0.7 Бк/г. Депонирование ^{90}Sr в костной ткани мелких млекопитающих на чистых территориях вне зоны ВУРСа составляет: окрестности г. Каменска-Уральского – 0.4 ± 0.02 Бк/г (0.3–0.6 Бк/г) (*A. agrarius*, $n = 15$; *M. gregalis*, $n = 8$); Оренбуржье – 0.3 ± 0.1 Бк/г (0.2–0.6 Бк/г) (*M. arvalis*, $n = 8$); Ботанический сад ИЭРиЖ УрО РАН (г. Екатеринбург) – 0.5 ± 0.1 Бк/г (0.2–1.7 Бк/г) (*S. uralensis*, $n = 11$; *A. agrarius*, $n = 3$). Хотя южные и западные окрестности г. Каменска-Уральского находятся в пределах ВУРСа, в том числе с плотностью загрязнения почв $^{90}\text{Sr} \geq 2$ Ки/км², данные радиометрии костной ткани отловленных там животных не превышают фоновых значений. Близкий уровень накопления ^{90}Sr обнаружен у обыкновенных слепушонок, отловленных в Кунашакском районе Челябинской области, – 0.2 ± 0.05 Бк/г (0.1–0.7 Бк/г) (Стариченко, 2011), т.е. фоновым уровнем накопления ^{90}Sr в костной ткани грызунов можно считать диапазон 0.2–0.5 Бк/г (среднее 0.4 Бк/г). Если из нашего

анализа исключить явных (с удельной активностью ^{90}Sr 10–20 Бк/г и более) и потенциальных мигрантов с “грязной” территории (согласно критерию “порядка величин” это будет в 10 раз больше, чем 0.4 Бк/г, т.е. ≥ 4 Бк/г, $n = 27$), то удельная активность ^{90}Sr в костной ткани животных в контроле снижается до 0.5 ± 0.03 Бк/г. Это значение не отличается от фоновых уровней. Мигрантами с контрольной территории на периферию ВУРСа считали животных с удельной активностью ^{90}Sr в скелете менее 4 Бк/г (10% от 44 Бк/г).

Радиометрические данные по отдельным видам и годам приведены в табл. 2 (мигранты при усреднении исключены). Отсутствие внутри видов половых различий в депонировании ^{90}Sr позволило объединить данные по самцам и самкам и рассматривать их как единую выборку. Литературные материалы также свидетельствуют об относительно небольших половых различиях в накоплении и особенностях метаболизма большинства остеотропных радионуклидов (см. обзор Стариченко и др., 1993; Маклюк и др., 2006). Исключение составляет период размножения (Ильенко, 1967; Ильенко, Крапивко, 1989), когда в организме самок происходят изменения в минеральном обмене, а также период быстрого роста, когда формируется масса скелета. Темп накопления–выведения радионуклида и его количество в период роста различаются у самцов и самок за счет полового диморфизма в размерах скелета (тела).

В головной части ВУРСа удельная активность ^{90}Sr в костной ткани исследованных видов на 2–4 порядка выше, чем в контроле. В некоторых случаях обращает на себя внимание межвидовая разница в накоплении радионуклида и значительный внутривидовой разброс его удельной активности. Различия в накоплении радионуклида у животных одного вида, отловленных в разные годы, могут быть связаны с неодинаковыми климатическими условиями сравниваемых лет. Об этом неоднократно упоминалось в литературе (Ильенко, Крапивко, 1989), однако их причины до конца не ясны. Одной из причин различной аккумуляции радионуклида может быть неоднородный возрастной состав выборки животных. Возрастные различия в накоплении ^{90}Sr связаны в первую очередь с сезонными различиями в питании (Ильенко, 1968). У животных разных видов, живущих на одном участке, сезонные вариации удельной активности ^{90}Sr , как правило, сопоставимы (Chesser et al., 2000; Varyakhtar et al., 2003).

Причины, вызывающие межвидовые различия депонирования ^{90}Sr , связаны как с перечисленными выше причинами, так и с изменчивостью содержания ^{90}Sr в рационе, которая в свою очередь определяется характером загрязнения почвы. Близкие виды мелких грызунов, которые живут

Таблица 2. Удельная активность ^{90}Sr в костной ткани мелких млекопитающих, обитающих на территории ВУРСа и сопредельной контрольной территории, Бк/г ($M \pm m$)

Вид	Плотность загрязнения почвы ^{90}Sr			
	эпицентр ВУРСа		периферия ВУРСа	контроль
	37 МБк/м ² (1000 Ки/км ²)	18.5 МБк/м ² (500 Ки/км ²)	74–3700 кБк/м ² (2–100 Ки/км ²)	7.4–74 кБк/м ² (0.2–2 Ки/км ²)
Полевка обыкновенная (<i>Microtus arvalis</i>)	1910 ± 263 (n = 7) ⁰¹ (1055–2839)	335 ± 79 (n = 7) ⁹² (114–599) 82 ± 7 (n = 5) ^{92/21} (64–104)	–	0.5 ± 0.1 (n = 20) ⁹² (0.3–1.6) 12 (n = 1) ⁹² 0.3 ± 0.01 (n = 10) ^{92/21} (0.3–0.4)
		392 ± 101 (n = 6) ⁹⁴ (152–724)	–	0.3 ± 0.02 (n = 37) ⁹⁴ (0.2–0.6)
		532 ± 124 (n = 5) ⁰¹ (64–795) 28 (n = 1) ^{01/100}	8, 12, 262 (n = 3) ⁰¹	0.6 ± 0.2 (n = 12) ⁰¹ (0.2–1.6) 0.2 (n = 1) ^{01/100}
		823 (n = 1) ⁰³	–	0.2, 0.2, 0.6, 6 (n = 4) ⁰³
		901 (n = 1) ⁰⁴		0.7 ± 0.2 (n = 16) ⁰⁴ (0.2–2.9) 6, 100 (n = 2) ⁰⁴
		250 ± 57 (n = 4) ⁰⁵ (99–358)	0.2 (n = 1) ⁰⁵	–
		412 (n = 1) ⁰⁹	37, 48 (n = 2) ⁰⁹	–
Полевка-экономка (<i>Microtus oeconomus</i>)	–	216 ± 12 (n = 72) ⁰¹ (21–600) 170 ± 37 (n = 9) ^{01/100} (44–318)	45, 155, 853 (n = 3) ⁰¹	0.2, 0.3, 0.5 (n = 3) ⁰¹ 168 (n = 1) ^{01/100}
		206 ± 38 (n = 5) ⁰² (137–348) 152 ± 24 (n = 9) ^{02/40} (61–234)	3, 4 (n = 2) ⁰²	–
		125 ± 14 (n = 24) ⁰³ (51–323)	3, 4 (n = 2) ⁰³	0.2, 0.2, 1.0, 249 (n = 4) ⁰³
		216 ± 17 (n = 24) ⁰⁴ (69–394)	106 ± 38 (n = 4) ⁰⁴ (47–213)	0.2 ± 0.0 (n = 5) ⁰⁴ (0.2–0.2)
		100, 124 (n = 2) ⁰⁵	0.2, 0.2 (n = 2) ⁰⁵	–
		231 ± 28 (n = 4) ⁰⁹ (172–307)	42 ± 5 (n = 6) ⁰⁹ (26–62)	
		124 ± 38 (n = 4) ¹⁰ (35–219)	59 ± 4 (n = 82) ¹⁰ (10–141)	
Полевка узкочерепная (<i>Microtus gregalis</i>)	–	537 ± 52 (n = 19) ⁹² (244–1198) 103 ± 18 (n = 8) ^{92/21} (31–174)	–	0.5, 0.5 (n = 2) ⁹²
		–	–	0.9 (n = 1) ⁰¹
		297, 326, 580 (n = 3) ⁰⁵	–	0.7 ± 0.3 (n = 8) ⁰⁵ (0.2–2.3) 14 ± 5.3 (n = 4) ⁰⁵ (4.7–25)
		–	8 (n = 1) ⁰⁹	–
		–	60 ± 5 (n = 43) ¹⁰ (17–127)	–

Таблица 2. Продолжение

Вид	Плотность загрязнения почвы ⁹⁰ Sr			
	эпицентр ВУРСа		периферия ВУРСа	контроль
	37 МБк/м ² (1000 Ки/км ²)	18.5 МБк/м ² (500 Ки/км ²)	74–3700 кБк/м ² (2–100 Ки/км ²)	7.4–74 кБк/м ² (0.2–2 Ки/км ²)
Пашенная полевка (<i>Microtus agrestis</i>)	1167 (n = 1) ⁰¹	218 (n = 1) ^{01/100}	61, 97 (n = 2) ⁰¹	–
		–	162 (n = 1) ⁰³	0.3 (n = 1) ⁰³
		–	–	0.2, 0.2, 1.0 (n = 3) ⁰⁴
		69 (n = 1) ⁰⁵	37, 47, 294 (n = 3) ⁰⁵	–
		–	76, 81 (n = 2) ⁰⁹	–
Полевки (<i>Microtus</i>)*	–	375 ± 105 (n = 5) ⁰¹ (118–639)	–	–
Водяная полевка (<i>Arvicola terrestris</i>)	1208 (n = 1) ⁰¹	22 (n = 1) ⁰¹	3, 4, 9 (n = 3) ⁰²	0.5, 1.0 (n = 2) ⁰¹
		210 ± 34 (n = 4) ⁰² (153–296)		
		422 (n = 1) ⁰³		
		20 (n = 1) ⁰⁹		
Красная полевка (<i>Clethrionomys rutilus</i>)	417 (n = 1) ⁰⁸	126, 268, 470 (n = 3) ⁰¹	–	0.6 (n = 1) ⁰¹
		8, 342 (n = 2) ⁰³		0.4 ± 0.1 (n = 15) ⁰² (0.2–1.2)
		–		0.7 ± 0.2 (n = 26) ⁰³ (0.2–2.7) 6 (n = 1) ⁰³
		–	51, 95, 103 (n = 3) ⁰⁴	0.8 ± 0.2 (n = 10) ⁰⁴ (0.2–2.4) 6 (n = 1) ⁰⁴
		88, 105 (n = 2) ⁰⁵	55, 56, 60 (n = 3) ⁰⁵ 0.2, 0.2 (n = 2) ⁰⁵	0.2 ± 0.0 (n = 6) ⁰⁵ (0.2–0.2) 95 (n = 1) ⁰⁵
		105, 175 (n = 2) ⁰⁹	101 ± 24 (n = 8) ⁰⁹ (27–197)	–
Мышь полевая (<i>Apodemus agrarius</i>)	–	54 (n = 1) ⁰¹	0.2, 10 (n = 2) ⁰¹	0.5 ± 0.1 (n = 14) ⁰¹ (0.2–1.6)
		123, 136, 330 (n = 3) ⁰²	8, 8, 51, (n = 3) ⁰² 2.0 ± 0.2 (n = 11) ⁰² (1.3–3.2)	1.4 ± 0.3 (n = 7) ⁰² (0.2–2.5)
		108 ± 43 (n = 8) ⁰³ (6–299) 0.2, 1.5, 1.8 (n = 3) ⁰³	0.2, 7, 10 (n = 3) ⁰³	0.6 ± 0.1 (n = 29) ⁰³ (0.2–3.4) 0.2, 0.2, 0.6 (n = 3) ^{03/180}
		175 ± 38 (n = 10) ⁰⁴ (68–490)	–	0.2 ± 0.0 (n = 4) ⁰⁴ (0.2–0.2)
		112 ± 5 (n = 133) ⁰⁵ (19–285) 4 (n = 1) ⁰⁵	30 ± 7 (n = 49) ⁰⁵ (5–226) 0.4 ± 0.1 (n = 44) ⁰⁵ (0.2–4.3)	0.4 ± 0.1 (n = 20) ⁰⁵ (0.2–3.0) 6.0 ± 0.3 (n = 4) ⁰⁵ (5.0–6.4)
		6 (n = 1) ⁰⁹	10 ± 2 (n = 4) ⁰⁹ (6–15) 3, 3, (n = 2) ⁰⁹	–

Таблица 2. Окончание

Вид	Плотность загрязнения почвы ^{90}Sr			
	эпицентр ВУРСа		периферия ВУРСа	контроль
	37 МБк/м ² (1000 Ки/км ²)	18.5 МБк/м ² (500 Ки/км ²)	74–3700 кБк/м ² (2–100 Ки/км ²)	7.4–74 кБк/м ² (0.2–2 Ки/км ²)
Малая лесная мышь (<i>Sylvaemus uralensis</i>)	556, 728 ($n = 2$) ⁰⁸	176 ± 58 ($n = 12$) ^{99/15} (42–772)	–	0.9 ± 0.1 ($n = 11$) ^{99/15} (0.7–1.5)
		161 ± 29 ($n = 26$) ⁰¹ (45–627)	33 ± 17 ($n = 6$) ⁰¹ (6–118)	0.7 ± 0.1 ($n = 10$) ⁰¹ (0.2–1.5)
		59 ± 10 ($n = 12$) ^{01/365} (22–117)		0.4 ± 0.1 ($n = 7$) ^{01/365} (0.2–1.0)
		103 ± 17 ($n = 11$) ⁰² (24–217)	7, 17, 24 ($n = 3$) ⁰²	0.7 ± 0.1 ($n = 17$) ⁰² (0.2–2.3)
		60 ± 6 ($n = 9$) ^{02/28} (37–95)		6 ($n = 1$) ⁰² 0.6 ± 0.2 ($n = 10$) ^{02/28} (0.2–2.4)
		79 ± 12 ($n = 24$) ⁰³ (17–208)	41 ± 32 ($n = 4$) ⁰³ (6–136)	0.6 ± 0.1 ($n = 28$) ⁰³ (0.2–1.9)
		129 ± 14 ($n = 43$) ⁰⁴ (6–465)	72 ± 16 ($n = 6$) ⁰⁴ (35–116)	0.6 ± 0.2 ($n = 21$) ⁰⁴ (0.2–2.3)
		117 ± 7 ($n = 84$) ⁰⁵ (16–372)	35 ± 8 ($n = 28$) ⁰⁵ (5–194) 0.4 ± 0.2 ($n = 18$) ⁰⁵ (0.2–3.6)	0.4 ± 0.1 ($n = 36$) ⁰⁵ (0.2–2.8) ⁰⁵ 11 ± 4 ($n = 10$) ⁰⁵ (4.5–50) ⁰⁵
66 ± 11 ($n = 9$) ⁰⁹ (11–139)	48 ± 3 ($n = 87$) ⁰⁹ (10–197)	–		
	–	70 ± 10 ($n = 21$) ¹⁰ (5–147)	–	

Примечание. Верхний индекс – годы отлова животных/срок содержания в виварии, сут; полужирный курсив – мигранты (удельная активность ^{90}Sr в костной ткани на ВУРСе ≤ 4 Бк/г, в контроле – ≥ 4 Бк/г), исключены при расчете средних; * – полевки рода *Microtus* без точного видового названия.

на одной и той же территории, но употребляют в пищу разные виды корма, различаются по степени аккумуляции ^{90}Sr (Ильенко, 1968; Ильенко, Крапивко, 1989).

Ярким примером зависимости депонирования ^{90}Sr от рациона и подвижности являются летучие мыши (Стариченко, 2004). Например, у животных, обитающих на “чистых” территориях (в жилых зданиях на берегу оз. Акакуль), удельная активность ^{90}Sr в костной ткани составляет у северного кожанка ($n = 13$) 185 ± 84 Бк/г, у прудовой ночницы ($n = 23$) – 3197 ± 694 Бк/г. Для объяснения значимых ($p < 0.01$) видовых различий в аккумуляции ^{90}Sr у летучих мышей была выдвинута (Тарасов, 2000) и подтверждена (Смагин и др., 2000) гипотеза трофического загрязнения. Летучие мыши, обитая на чистых территориях, корм добывают на радиоактивно загрязненных водоемах, преодолевая для этого расстояние в несколько десятков километров. При этом прудовые ночницы охотятся над поверхностью озер, их пищей служат насекомые, развивающиеся в воде (в част-

ности, в донных отложениях технологических водоемов ПО “Маяк”), в то время как северные кожанки питаются над сушей и могут “разбавлять” свой рацион “чистыми” насекомыми. Удельная активность ^{90}Sr в костной ткани летучих мышей из Каменского района не превышает фоновых значений.

В качестве другого примера рассмотрим повышенное накопление ^{90}Sr в организме узкочерепных полевков по сравнению с обыкновенными полевками. Нами был проведен анализ ЖКТ вместе с химусом (Стариченко, Любашевский, 1998), который выявил более высокое содержание в нем радионуклидов у узкочерепных полевков. Это свидетельствует о том, что при достаточно широком разбросе удельной активности (2600–45000 Бк/кг сухой массы – для ^{137}Cs и 9000–260000 Бк/кг – для суммарной β -активности) в растительных образцах (злаки, грибы, луговая растительность) предположение о различных рационах питания кажется вполне правомерным.

Следует отметить, что при плотности загрязнения ^{90}Sr 37 МБк/м² вариабельность его удельной активности в скелете животных самая низкая ($CV = 55\%$) в случае самой малочисленной выборки, при плотностях загрязнения 18.5 МБк/м² и 74–3700 кБк/м² вариабельность показателя возрастает ($CV 88\%$ и 132% соответственно). Увеличение изменчивости уровня накопления радионуклида с уменьшением плотности загрязнения участка отмечено и другими авторами (Ильенко, 1968). Для всей территории ВУРСа коэффициент вариабельности равен 165% , для контрольной территории (плотность загрязнения ^{90}Sr 7.4 кБк/м²) – 682% (без учета мигрантов – 163%).

Если среди контрольных “чистых” животных встречаются особи с повышенной удельной активностью ^{90}Sr , то можно предполагать: а) эти животные являются мигрантами с “грязной” территории, и обитание на чистых кормах привело к выведению основной массы излучателя из их организма; б) это потомки “грязных” матерей, переселившихся на “чистую” территорию еще до их рождения, что представляется маловероятным (кроме того, известно, что при переводе беременных самок с природного рациона на виварный уже в первом помете наличие ^{90}Sr радиометрическими методами не обнаруживается (Ильенко, Крапивко, 1989; собственные неопубликованные данные); в) возможно, что индивидуальный участок грызуна располагается на “пятне” с более высокой плотностью загрязнения, тогда и удельная активность ^{90}Sr в его скелете будет выше, чем у соседей; г) также нельзя исключать и непродолжительное обитание “чистых” животных на сопредельной радиоактивной территории.

Интерпретация различий в аккумуляции ^{90}Sr на “грязной” территории сложнее. Мигрантами с контрольной территории на периферию ВУРСа являются животные, у которых удельная активность ^{90}Sr в скелете ≤ 4 Бк/г, с ВУРСа на контроль ≥ 4 Бк/г (см. выше). В таком случае мигрантов на периферии ВУРСа более 10% , но менее 25% ($P_{10} = 0.2$ Бк/г, $Q_{25} = 9$ Бк/г). Анализ более мелких процентилей в диапазоне P_{10} – Q_{25} показывает, что размах миграции на периферии ВУРСа снижается до 10 – 20% . На контрольной территории мигранты составляют менее 10% (27 животных от общей выборки в 387 особей).

Важно отметить, что наибольший вклад в оценку миграции на периферии ВУРСа вносит отлов 2005 г., который характеризовался максимальной численностью (Григоркина и др., 2008). Если исключить этот год из анализа, то миграция на данной территории резко снижается и приближается к контрольному уровню ($<10\%$). И это закономерно: при максимальной численности резко увеличивается миграция (Лукьянов, Лукьянова, 2002).

Для всей территории ВУРСа реперную точку можно взять по уровню аккумуляции ^{90}Sr у животных на периферии следа (≤ 4 Бк/г), поскольку именно здесь проходят миграционные потоки. В таком случае миграция составляет менее 10% ($P_{10} = 6$ Бк/г). Внутри радиоактивного следа перемещения (периферия–центр, центр–периферия) менее интенсивны (например, в зоне 18.5 – 37 МБк/м² встречено всего 4 особи с удельной активностью $^{90}\text{Sr} \leq 4$ Бк/г; в зоне 74 – 3700 кБк/м² – только одно животное с удельной активностью $^{90}\text{Sr} \geq 440$ Бк/г). Это еще раз свидетельствует о снижении подвижности облучаемых животных.

Полученные результаты совпадают с рядом литературных данных. Например, в работе А.И. Ильенко (1978) мигрантов на загрязненной и контрольной территориях определяли таким же радионуклидным методом. Среднее количество мигрантов для лесных и полевых мышей было равно 6.5 – 9.0% , для полевых-экономок – около 2.0% , узкочерепных полевых – 14.3% , красных полевых – 17.4% . В другой работе (Ильенко, Крапивко, 1989) миграция грызунов в этом регионе оценена в пределах 4 – 18% .

Базовый интерес представляют результаты сравнения полученных оценок с миграцией на нерадиоактивных территориях. В опубликованных работах (обзор Никитина, 1970; Мухачева, Лукьянов, 1997; Лукьянов, Лукьянова, 2002) количественно охарактеризована миграция в зависимости от типов популяций и степени пессимальности местообитаний. В ненарушенной зоне доля мигрантов составляет от 0 до 25% .

Перекликается с нашими оценками наблюдение, авторы которого (Chesser et al., 2000) отметили интересный факт, не связывая его с обсуждением миграции. Они отмечают, что в Чернобыльской зоне имеются резко различающиеся по депонированию радионуклидов микрогруппировки грызунов, обитающие на близко расположенных (менее 100 м) участках мозаичного загрязнения, что свидетельствует о малой подвижности животных, т. е. снижение миграционной активности грызунов в Чернобыле наблюдается при полном несходстве в конфигурации загрязнения с ВУРСом.

Преобладание оседлого населения мелких млекопитающих на радиоактивно загрязненных территориях подтверждает формирование устойчивых комплексов фенетических признаков, отличающихся от контрольных (Васильев и др., 2003; Васильев, 2005). Показано (Большаков и др., 2012), что форма нижней челюсти в импактных выборках малой лесной мыши с техногенной территории статистически значимо отличается от контрольной. Такие морфологические признаки формируются в ряду поколений.

Противоположные представления о миграции грызунов на ВУРСе, т.е. о значительной ее активации (“проточное население” – термин авто-ров), получены с использованием в качестве метки хромосомных аберраций (Григоркина и др., 2009). Особи без такой метки могут быть действительно мигрантами с “чистой” территории (что можно было бы определить по уровню накопления ^{90}Sr). Однако не менее вероятно, что снижение частоты аберрантной метки может быть следствием радиоадаптации, как следует из работы Г.В. Нижник с соавт. (1978). Именно те особи, у которых при обитании в радиоактивной среде цитогенетические нарушения отсутствуют, являются наследственно наиболее радиоадаптированными. В качестве примера можно привести обыкновенных слепушонок, ведущих подземный образ жизни (Гилева, 2002).

Естественно возникает вопрос: может ли длительная, хотя и не полная, функциональная обособленность адаптированных популяций не привести к их генетической изоляции? В рамках синтетической теории эволюции (СТЭ) ответ очевиден: генетическая изоляция неизбежна. Однако в работах (Meeks et al., 2009; Модоров, Позолотина, 2011), выполненных на Чернобыльском полигоне (рыжая полевка) и на ВУРСе (малая лесная мышь) различными методами генетической маркировки (мтДНК и аллозимная изменчивость соответственно), не найдено различий по частотам встречаемости гаплотипов и аллелей аллозимных локусов у обитателей радиоактивных и контрольных территорий. Следовательно, генетическая изоляция отсутствует, что противоречит представлениям о генетической радиоадаптации, развиваемой в течение последнего полустолетия (Раушенбах, Монастырский, 1966; Дубинин и др., 1972; Соколов, Ильенко, 1980; Ильенко, Крапивко, 1989; Глазко и др., 2008; Любашевский, Стариченко, 2010; Lyubashevskiy et al., 1995). В то же время эти результаты не противоречат и даже косвенно указывают на эпигенетическую природу радиоадаптации. Эпигенетический характер сдвигов в популяциях грызунов радиационных биогеоценозов описан в ряде работ (Васильев и др., 2003; Васильев, 2005). Нами (Любашевский и др., 2009; Любашевский, Стариченко, 2010) показано, что на ВУРСе как метаболизм ^{90}Sr на организменном уровне, так и популяционная радиоадаптация грызунов с высокой степенью вероятности являются эпигенетическими процессами. По-видимому, в адаптивном направлении трансформировались различные имеющиеся в наличии генотипы животных, и сейчас ВУРС и Чернобыль заселены их потомками. Именно поэтому генетически эти грызуны не отличаются от “чистых” соседей, с которыми до радиационного инцидента они составляли единые популяции. Такая интерпретация ситуации, снимающая несовместимые в рамках

СТЭ противоречия, соответствует современным эпигенетическим представлениям (Васильев, 2005; Jablonka, 2012).

В табл. 2 приведены также данные по животным, которых после поимки длительный срок (от 2 недель до 1 года) содержали на чистых кормах в условиях вивария. При этом среди животных, отловленных на территории ВУРСа, нет ни одного с удельной активностью ^{90}Sr ниже 20 Бк/г. Учет этих данных при оценке миграции еще больше снижает ее величину.

Таким образом, результаты многолетнего мониторинга аккумуляции ^{90}Sr в костной ткани мелких млекопитающих указывают на значительную внутривидовую изменчивость этого показателя. На достаточно большом материале получена оценка величины миграции грызунов (без учета видовых особенностей) на территории ВУРСа и сопредельной контрольной территории. Статистические характеристики уровня депонирования ^{90}Sr свидетельствуют о том, что миграция на ВУРСе ориентировочно составляет не более 10%, количество мигрантов на контрольной территории – менее 10%. Из этого следует вывод об относительной изолированности популяций грызунов на территории ВУРСа.

Работа частично выполнена при финансовой поддержке междисциплинарного проекта УрО РАН (№ 12-М-24-2016).

Авторы выражают благодарность О.В. Тарасову за содействие в организации экспедиционных работ, Е.Б. Григоркиной – за сбор полевого материала.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Большаков В.Н.* Пути приспособления мелких млекопитающих к горным условиям. М.: Наука, 1972. 200 с.
- Большаков В.Н., Баженов А.В.* Радионуклидные методы мечения в популяционной экологии млекопитающих. М.: Наука, 1988. 158 с.
- 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. 427–433.
- Васильев А.Г.* Эпигенетические основы фенетики: на пути к популяционной мерономии. Екатеринбург: Академкнига, 2005. 640 с.
- Васильев А.Г., Васильева И.А., Любашевский Н.М.* и др. Популяционная феногенетика малой лесной мыши (*Apodemus uralensis* Pall.) в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиационной безопасности / Науч.-практ. журн. 2003. № 4. С. 14–29.
- Гилева Э.А.* Хромосомная нестабильность у грызунов с территории ВУРСа: межвидовые сравнения // Радиационная биология. Радиозоология. 2002. № 6. С. 665–668.
- Глазко Т.Т., Архипов Н.П., Глазко В.И.* Популяционно-генетические последствия экологических катастроф

на примере Чернобыльской аварии. М.: ФГОУ ВПО РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева, 2008. 556 с.

Григоркина Е.Б., Оленев Г.В., Модоров М.В. Анализ населения грызунов в районах техногенного неблагополучия (на примере *Apodemus (S.) uralensis* из зоны ВУРСа) // Экология. 2008. № 4. С. 299–306.

Григоркина Е.Б., Ялковская Л.Э., Тарасов О.В. Вариабельность цитогенетических реакций и аккумуляции ^{90}Sr как критерий оценки миграций малой лесной мыши в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа // БИОРАД-2009. Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды: Мат-лы междунар. конф. Сыктывкар, 2009. С. 394–396.

Дубинин Н.П., Шевченко В.А., Алексеенок А.Я. и др. О генетических процессах в популяциях, подвергающихся хроническому воздействию ионизирующей радиации // Успехи современной генетики. 1972. Вып. 4. С. 170–205.

Изучение радиоэкологических, радиационно-гигиенических и социально-хозяйственных последствий массированного радиоактивного загрязнения больших площадей (1958–1984 гг.): Отчет по теме “Мираж” / Опыт. науч.-исслед. станция ПО “Маяк”; Сост. Л.А. Милакина, П.М. Стукалов. Озерск: РИЦ ВРБ, 2005. Т. 3. 132 с. (Библиотека журнала “Вопросы радиационной безопасности”, № 4).

Ильенко А.И. Факторы, определяющие уровень накопления радиоактивного стронция-90 в популяции полевков *Microtus agrestis* L., обитающей на загрязненной этим изотопом местности // Экология млекопитающих и птиц. М.: Наука, 1967. С. 126–136.

Ильенко А.И. Материалы по видовым различиям в накоплении стронция-90 и изменчивости мелких млекопитающих, отловленных на участке, искусственно загрязненном этим радионуклидом // Зоол. журн. 1968. Т. 47. Вып. 11. С. 1695–1700.

Ильенко А.И. Изучение передвижений в популяциях грызунов методом радиоактивного мечения // Радиоэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 224–234.

Ильенко А.И., Исаев С.И., Рябцев И.А. Радиочувствительность некоторых видов мелких млекопитающих и возможность адаптации популяций грызунов к искусственному загрязнению биосферы стронцием-90 // Радиобиология. 1974. Т. 14. № 4. С. 572–575.

Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экология животных в радиационном биосфере. М.: Наука, 1989. 224 с.

Климова Т.И., Глаголев А.В., Гусева Е.И. и др. Атлас геоэкологических карт на территории зоны наблюдения ФГУП ПО “Маяк”. М.—Озерск: ЗАО “Геоспецэкология”, 2007. 108 с.

Лукьянов О.А., Лукьянова Л.Е. Феноменология и анализ миграций в популяциях мелких млекопитающих // Зоол. журн. 2002. Т. 81. № 9. С. 1107–1134.

Любашевский Н.М., Васильев А.Г., Стариченко В.И. Анализ патологии у грызунов на ВУРСе // Вестн. Уральской мед. академ. науки. 2009. № 2 (25). С. 142–143.

Любашевский Н.М., Стариченко В.И. Адаптивная стратегия популяций грызунов при радиоактивном и химическом загрязнении среды // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 4. С. 405–413.

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: Международного года гор на Среднем Урале: Мат-лы междунар. конф. Екатеринбург, 2002. С. 244–249.

Маклюк Ю.А., Гащак 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 // Ядерная физика та энергетика. 2006. № 2 (18). С. 115–123.

Модоров М.В., Позолотина В.Н. Аллозимная изменчивость у малой лесной мыши *Apodemus uralensis* (Rodentia, Muridae) в Уральском регионе // Генетика. 2011. Т. 47. № 3. С. 379–386.

Мухачева С.В., Лукьянов О.А. Миграционная подвижность населения рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus*, Schreber 1780) в градиенте техногенных факторов // Экология. 1997. №1. С. 34–39.

Нижник Г.В., Мажейките Р.Б., Ильенко А.И., Рябцев И.А. Исследование радиочувствительности популяций диких грызунов, обитающих на участках с повышенным содержанием ионизирующей радиации // Радиоэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 183–194.

Никитина Н.А. О постоянстве использования территории грызунами // Московское общество испытателей природы. Фауна и экология грызунов. 1970. Вып. 9. С. 110–133.

Нил Дж.В., Ларсон К.Г. Биологическая доступность ^{90}Sr для диких животных на радиоактивных следах в шт. Невада // Вопросы радиоэкологии: Сб. статей. Пер. с англ. Р.М. Алексахина, В.П. Парчевского. М.: Атомиздат, 1968. С. 211–221.

Пантелеев Л.И., Лебедев В.М., Дибобес И.К. Вероятностно-статистическое распределение ^{90}Sr и стабильного стронция в объектах внешней среды и скелете человека // Радиоактивные изотопы во внешней среде и организме. М., 1970. С. 25–32.

Раушенбах Ю.О., Монастырский О.А. Исследование адаптации животных к повышенному естественному фону радиации // Влияние ионизирующих излучений на наследственность. М.: Наука, 1966. С. 165–176.

Смагин А.И., Тарасов О.В., Любашевский Н.М., Орлов О.Л. Роль рукокрылых в зоогенной миграции радионуклидов // Вопросы радиационной безопасности. 2000. № 3. С. 64–71.

Соколов В.Е., Ильенко А.И. Проблемы и задачи радиоэкологии животных // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. М.: Наука, 1980. С. 3–13.

Стариченко В.И. Аккумуляция ^{90}Sr в костной ткани обыкновенной слепушонки из головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология. 2011. № 1. С. 57–63.

Стариченко В.И. Метаболизм остеотропных токсических веществ: наследственная детерминация // Экологическая генетика. 2010. Т. VIII. № 3. С. 27–37.

Стариченко В.И. Стронций-90 в костной ткани мелких млекопитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Томск, 2004. С. 576–579.

- Стариченко В.И.* Уровень накопления Sr-90 как подтверждение изолированности популяций мелких млекопитающих, обитающих на ВУРСе // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды. Челябинск, 2002. С. 41–48.
- Стариченко В.И., Любашевский Н.М.* Индивидуальные особенности аккумуляции ^{90}Sr в организме двух видов серых полевков, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. Вып. 3. С. 375–383.
- Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В.* Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. Екатеринбург: Наука, 1993. 168 с.
- Тарасов О.В.* Радиоэкология наземных позвоночных головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Озерск, 2000. 16 с.
- Шварц С.С.* Эволюционная экология животных. Свердловск: Урал. фил. АН СССР, 1969. 198 с.
- Baryakhtar V.G., Bondarkov M.D., Gaschak S.P.* et al. Problems in small mammals radioecology // Environ. Sciences and Pollution Research. 2003. Special Issue. № 1. P. 95–106.
- Chesser R.K., Sugg D.W., Lomakin M.D.* et al. Concentrations and dose rate estimates of ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{90}Sr in small mammals at Chernobyl, Ukraine // Environ. Toxicol. Chem. 2000. V. 19. № 2. P. 305–312.
- Jablonka E.* Epigenetic inheritance and plasticity: The responsive germline // Progress in Biophysics and Molecular Biology. 2012. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0079610712000818>.
- Lidicker W.Z.Jr.* An overview of dispersal in non-volant small mammals // Marine Science. 1985. V. 27. Suppl. 1. P. 369–385.
- Lyubashevskiy N., Bolshakov V., Gileva E.* et al. Epicenter of the Urals radiation accident 1957: dose loads and their consequences in small mammals generations series // Radiation research 1895-1995: Congr. Proc.: Proc. of the Tenth Intern. Congr. of Radiation research. Würzburg, 1995. V. 1. P. 426.
- Meeks H.N., Chesser R.K., Rodgers B.E.* et al. Understanding the genetic consequences of environmental toxicant exposure: Chernobyl as a model system // Environ. Toxicol. Chem. 2009. V. 28. P. 1982–1994.