

СЕКЦИЯ: РЕГИОНАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ (ВКЛЮЧАЯ ЛЕСНУЮ И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННУЮ РАДИОЭКОЛОГИЮ, МИГРАЦИЮ РАДИОНУКЛИДОВ, ПРИРОДНЫЕ БИОЦЕНОЗЫ И РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКУЮ ОБСТАНОВКУ, РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБРАЗОВАНИЕ)

РАДИОНУКЛИДЫ В ВОДЕ РЕКИ ЕНИСЕЙ

*Ю.В. Александрова, А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, Красноярск*

Река Енисей – основная водная артерия Красноярского края, по водности занимает первое место в России и является одной из крупнейших рек мира. На берегу реки вблизи г. Железногорска расположен Горно-химический комбинат (ГХК) Росатома, многолетняя деятельность которого привела к радиоактивному загрязнению поймы реки [1-6]. Прямые измерения содержания радионуклидов в отобранных пробах воды (без концентрирования) не всегда позволяют выявить техногенные радионуклиды. Для достоверного определения радионуклидов в воде необходимо использовать как высокочувствительные приборы, так и применять методы концентрирования проб.

Цель работы – определение содержания радионуклидов в воде реки Енисей в зоне влияния ГХК с использованием различных методов.



Рис.1. Карта-схема района ближней зоны влияния ГХК (Железногорск).
..... - граница санитарно-защитной зоны ГХК
ПС - полигон захоронения жидких радиоактивных отходов «Северный»

В качестве объектов исследования использовали пробы воды, отобранные в р. Енисей в весенне-осенний период 2001-2011 как в ближней зоне влияния ГХК на расстоянии до 15 км от места сброса (район сел Атаманово и Б.Балчуг), так и на значительном расстоянии ниже по течению реки. Объем отбираемых проб воды составлял до остановки реактора в 2010 году - 30-50 л и после остановки реактора - 75 л. Для

измерения радионуклидов использовали широкий спектр инструментальных методов: жидкостно-сцинтилляционная спектрометрия с использованием спектрометра «Tri-Carb 2800» (США), гамма-спектрометрия с использованием спектрометра «Canberra» (США), масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой с использованием спектрометра «Agilen» (США), альфа-спектрометрия.

До остановки реактора в реку поступали сбросы реакторного и радиохимического заводов ГХК. Вследствие этого в воде регистрировались радионуклиды как активационного происхождения, так и осколочные радионуклиды цепной реакции. Из публикации специалистов ГХК [1] и экологических отчетов ГХК (2009) [6] следует, что в Енисей попадали следующие активационные радионуклиды: ^{24}Na , ^{32}P , ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{64}Cu , ^{65}Zn , ^{95}Zr и др. Этот факт подтверждался проведенными измерениями содержания радионуклидов в водных растениях и других гидробионтах [2-3]. В настоящее время после остановки реактора в воду Енисей могут поступать сбросы радиохимического завода ГХК, а также радионуклиды из донных отложений и смылов с пойменной территории. Ранее в ближней зоне влияния ГХК в пробах измеряемой воды объемом 1 литр в Институте биофизики СО РАН были достоверно определены только два короткоживущих активационных радионуклида (^{24}Na , ^{239}Np), а также, в отдельных случаях, долгоживущий ^{137}Cs . Результаты по содержанию других радионуклидов в воде были на пределе обнаружения. Для достоверного определения других активационных радионуклидов в воде был применен метод химического концентрирования с использованием соединений $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и MnO_2 [4-5]. Для концентрирования использовали пробы воды реки объемом 20-75 л, отобранные в районе с. Атаманово в месте отбора водных растений. В качестве трассера использовали раствор изотопа ^{241}Am . Как следует из таблицы 1, в концентрированной пробе число достоверно определяемых гамма-излучающих радионуклидов значительно увеличилось, и при этом выход по ^{241}Am составил 95%. Во время работы реактора число регистрируемых радионуклидов выросло с 6 до 16 в концентрируемой пробе. После остановки реактора в воде без применения метода концентрирования регистрируются только 2 радионуклида (^{137}Cs и ^{141}Ce). После концентрирования их количество увеличивается до 9, однако значения существенно снижаются. Например, значение ^{60}Co в воде после остановки реактора снизилось в четыре раза с 3.2 до 0.8 мБк/л, а ^{65}Zn - на порядок (с 3.1 до 0.3 мБк/л). После остановки реактора короткоживущие радионуклиды, такие как ^{24}Na и ^{239}Np в воде не регистрируются.

Таблица 1. Радионуклидный состав проб воды р. Енисей в районе с. Атаманово до (апрель) и после (июнь) остановки реактора

Нуклид	Апрель 2010 г.		Июнь 2010 г.	
	Исходная вода А, мБк/л	Концентрат А, мБк/л	Исходная вода А, мБк/л	Концентрат А, мБк/л
^{24}Na	7950±350	52±19		
^{46}Sc		6.0±0.5		0.7±0.1
^{51}Cr		50.4±5.8		
^{59}Fe		4.9±0.9		
^{60}Co		3.2±0.4		0.8±0.1
^{65}Zn		3.1±0.9		0.34±0.03
^{76}As	320±160	64±7		
^{85}Sr		2.2±0.5		0.8±0.2
^{99}Mo		8.8±1.5		
^{103}Ru		1.1±0.4		
^{106}Ru				4.8±1.2

Нуклид	Апрель 2010 г.		Июнь 2010 г.	
	Исходная вода А, мБк/л	Концентрат А, мБк/л	Исходная вода А, мБк/л	Концентрат А, мБк/л
¹²⁴ Sb	72±19	1.9±0.6		
¹³⁴ Cs		0.5±0.3		
¹³⁷ Cs	39±32	3.1±1.4	82±28	2.1±0.5
¹⁴¹ Ce	61±25	2.4±0.7	141±43	0.18±0.07
¹⁴⁴ Ce		3.0±1.7		1.8±0.6
¹⁵⁴ Eu				0.7±0.2
²³⁹ Np	275±47	347±22		

Кроме гамма-излучающих радионуклидов в воде реки Енисей вблизи сбросов ГХК ранее регистрировали и бета-излучающие радионуклиды, такие как ³²P, ³H, ⁹⁹Tc, ⁹⁰Sr [5-9]. Среди всех радионуклидов тритий является самым миграционным радионуклидом. В таблице 2 приведены данные по содержанию трития в образцах воды р. Енисей в районе г. Красноярск и на различном удалении ниже по течению реки. В пробах воды, отобранных в фарватерной части реки в г. Красноярске и далее по течению реки до с. Новоазимово, содержание трития составляет 2-5 Бк/л, что соответствует глобальному фону. Повышенная, по сравнению с фоном, концентрация трития обнаружена в воде вблизи устьев ручьев и рек, водосборы которых расположены в пределах санитарно-защитной зоны ГХК: вблизи устья р. Шумиха максимальная концентрация трития в период 2001-2006 гг. составила 81 Бк/л, вблизи устья руч. Плоский - 168 Бк/л [7]. Эти данные согласуются с ранее полученными в 1998 г. результатами, что для руч. Плоского и р. Шумиха концентрация трития превышает фоновые значения для р. Енисей и составляет 56 и 125 Бк/л, соответственно [9]. В последующие периоды времени содержание трития в реке Енисей вблизи сбросов, например руч. Плоский, снижается до 18-53 Бк/л. После остановки реактора в 2010-2011 гг. содержание трития в реке вблизи устья р. Шумиха составляет 10-24 Бк/л, а вблизи руч. Плоский снижается до фонового уровня (табл.2).

Таблица 2. Содержание трития в пробах воды р. Енисей на различном расстоянии ниже по течению от г. Красноярск в разные периоды, Бк/л.

Место отбора	2001-2006 гг.	2007-2009 гг.	2010-2011 гг.
г. Красноярск (0 км)	2-5	<3.5	<3.5
Вблизи устья р. Шумиха (81 км)	75-81	-	10-24
Вблизи устья р. Плоский (85 км)	120-168	18-53	2-7
с. Атаманово (86 км)	3	10-31	2-4
с. Б. Балчуг (97 км)	4	<3.5-9	3
с. Захаровка (278 км)	3	-	-
с. Новоазимово (600 км)	3	-	-

Известно, что на ГХК большая часть радиоактивных отходов закачана в подземные водоносные горизонты полигона «Северный», который расположен на водоразделе рек Енисей и Большая Тель (рис.1). В монографии Рыбальченко с соавторами [10] в разделе посвященном полигону «Северный» отмечается, что для захоронения жидких радиоактивных отходов используют водоносные горизонты I и II, расположенные на глубине 370-460 м и 180-280 м соответственно. Горизонт II, по данным специалистов, разгружается в долину р. Большая Тель; горизонт I, как предполагается, частично в

долину р. Кан, частично в долину р. Большая Тель. Кроме долгоживущих радионуклидов, включая трансурановые элементы, в подземные горизонты производится закачка трития. Известно, что тритий является наиболее миграционным радионуклидом в водных системах, поскольку не задерживается никакими сорбционными системами. Проведенные в Институте биофизики СО РАН и в других организациях исследования [7-8] выявили, что в пробах воды р. Большая Тель наблюдалось превышение содержания трития относительно фоновых значений для р. Енисей (табл. 3). Содержание трития в пробах воды р. Большая Тель изменялось в зависимости от периода отбора. В летний период 2001-2006 гг. (июль-август) содержание трития в р. Большая Тель превышало фоновые значения для р. Енисей в 1.5-2 раза, в осенний период фоновые значения превышались в 10 и более раз.

Максимальные концентрации трития достигали 35-40 Бк/л по данным измерений Института биофизики СО РАН и 55-90 Бк/л - по данным измерений МосНПО «РАДОН». В 2008 г. наоборот, в летний период содержание трития было на уровне 21-37 Бк/л, а осенью снизилось до 11-15 Бк/л. В последние годы (2010-2011 гг.) также продолжались исследования проб воды р. Большая Тель на содержание трития, однако отбор проб был нерегулярный. В настоящий период обработана только часть проб и, как следует из табл.3, можно отметить снижение содержания трития до фоновых значений. В дальнейшем исследования содержания трития будут продолжены.

Таблица 3. Содержание трития в пробах воды р. Большая Тель на различном расстоянии вверх по течению от устья в разные периоды, Бк/л.

Место отбора	2001-2006 гг.	2007-2009 гг.	2010-2011 гг.
Устье (0 м)	3-55	6-42	1-3*
(50 м)	6-35	3-35	-
(300 м)	5-27	3-37	1-3*
(500 м)	4-40	3-34	1-3*
(1000 м)	4-38	3-37	1-3*

* - Обработана часть проб

Многолетние исследования содержания ^{238}U в разных районах бассейна реки Енисей масс-спектрометрическими методами, выполненные в Институте химии и химической технологии СО РАН и Институте неорганической химии СО РАН впервые выявили многократное превышение ^{238}U над фоновым содержанием. К таким районам относятся участки р. Енисей вблизи сбросов ГХК, а также участки р. Большая Тель. В этих районах содержание ^{238}U достигает 2.1-4.0 мкг/л (иногда 16 мкг/л), что почти на порядок превышает содержание ^{238}U в воде выше по течению от ГХК (0.3-0.6 мкг/л) [11]. Исследования изотопного состава урана в пробах воды, проведенные в Институте неорганической химии СО РАН, показали наличие техногенного изотопа урана ^{236}U в пробах р. Большая Тель и выявили отклонение изотопного отношения $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ (167 ± 3 и 177 ± 3) от равновесного природного ($^{238}\text{U}/^{235}\text{U}=138$). Это свидетельствует о техногенном происхождении части урана в воде р. Большая Тель в связи с деятельностью ГХК [11].

Литература

1. Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А., Легин В.К. и др. К оценке вклада реки Енисей в общую радиоактивную загрязненность Карского моря // Радиохимия, 1994, т.36, вып.6, с.546-559.
2. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Болсуновский А.Я. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Новосибирск, Изд-во СО РАН. Филиал «Гео». 2004. с.287.

3. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in aquatic plants of the Yenisei River in the area affected by effluents of a Russian plutonium complex // *Aquatic Ecology*. 2004. V. 38 (1). p.57-62.
4. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Трапезников А.В., Дегерменджи А.Г. Использование новой методики концентрирования трансурановых элементов в пробах воды реки Енисей // *Доклады Академии наук*. 2008. Т. 423, №4. с. 479-482.
5. Болсуновский А.Я., Сухоруков Ф.В., Жижаев А.М. Радионуклиды в воде реки Енисей / *Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Материалы Всероссийской конференции с международным участием*. Барнаул: Изд-во АРТ, 2010. С.38-41.
6. Отчет по экологической безопасности ФГУП «Горно-химический комбинат» за 2009 год. «Библиотечка Общественного совета Росатома», 2010. 36 с.
7. Bolsunovsky A., Bondareva L. Tritium in surface waters of the Yenisei River basin // *J. Environmental Radioactivity*. 2003. V.66 (3), p. 285-294.
8. Болсуновский А.Я., Бондарева Л.Г. Новые данные по содержанию трития в одном из притоков реки Енисей // *Доклады Академии наук*. 2002. Т. 385. № 5. с. 714-717
9. Носов А.В., Мартынова А.М., Шабанов В.Ф. и др. Исследование выноса трития водотоками с территории Красноярского ГХК // *Атомная энергия*. 2001. Т. 90. №1. с. 77-80.
10. Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. М.: ИздАТ, 1994. 256 с.
11. Болсуновский А.Я., Жижаев А.М., Сапрыкин А.И., Дегерменджи А.Г., Рубайло А.И. Первые данные по содержанию урана в воде бассейна реки Енисей в зоне влияния предприятий Росатома // *Доклады Академии наук*. 2011. Т. 439. № 3. с. 383-388.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ БАССЕЙНА Р.ЕНИСЕЙ

*В.П. Атурова¹, В.А. Домаренко², Л.П. Рихванов², В.В. Коваленко³, С.В. Куркатов⁴,
В.А. Чечёткин³*

¹Администрация Красноярского края

²Томский политехнический университет, г. Томск

³Государственный центр «Природа», г. Красноярск

⁴Управление Роспотребнадзора по Красноярскому краю

Бассейн р. Енисей, протяженность которого 4092 км, имеет площадь 2580 тыс. км² («Географический Атлас России, 1998 г.). В пределах бассейна расположено 5 субъектов Российской Федерации, не включая Иркутскую область. Последняя исключена из рассмотрения радиоэкологических проблем бассейна.

Всю совокупность имеющихся радиоэкологических проблем следует разделить на две группы:

- радиоэкологические проблемы природного характера, которые всегда были, есть и будут;
- радиоэкологические проблемы техногенного характера, обусловленные факторами глобального, регионального и локального выпадения радионуклидов и других причин, связанных с деятельностью человека.

Радиоэкологические проблемы природного характера обусловлены особенностями геологического, гидрогеологического характеров, металлогеническими особенностями площади водосбора.

В силу значительной площади бассейна в его пределах геологическое строение достаточно сложное и включает в себя Алтае-Саянскую и Таймырскую складчатые

области, выступы древнего фундамента Сибирской платформы (Енисейский Кряж, Южно-Енисейский Кряж и собственно Сибирскую платформу, её западную часть).

Всё это в совокупности обуславливает чрезвычайную неоднородность радиогеохимического поля, обусловленного выходами тех или иных типов пород. Содержание урана в них может колебаться от менее 1 г/т (поля развития траппов Сибирской платформы) до 10-30 г/т (области выходов специализированных на уран комплексов гранитоидов, кислых и щелочных вулканитов, черносланцевых толщ, фосфоритов и т.д.), а местами до 100 и более г/т. (Рихванов, 1998, 2009 и др.). Как правило, это незначительные по площади выходы руд редких и радиоактивных элементов (Улугтанзек, Тува; Приморское и др. Хакасия).

Аналогичная ситуация складывается и по содержанию Th и K, изотоп которого K^{40} , является радиоактивным. Как следствие, таких уровней накопления U, Th и K^{40} в почвах, породах и рудах, интегральный показатель этих концентраций в виде мощности экспозиционной дозы (МЭД) в мкР/час (в системе СИ мкЗв/час) на всей территории бассейна колеблется от 3-5 (0,03-0,05) до 30-50 (0,3-0,5) и чрезвычайно редко в локальных точках МЭД может составлять сотни-первые тысячи мкР/час, что собственно характерно для месторождений U, Th или редкометалльных месторождений с этих элементами.

В пределах изученной территории, которая охватывает СЗ часть горноскладчатых сооружений Восточного Саяна, Таймыра и структуры Енисейского кряжа, выявлено более 2000 проявлений и точек минерализации, около 10 мелких и средних месторождений урана. Одно из них расположено непосредственно в городской черте г. Минусинска на территории микрорайона «Северный». Удельная активность ^{226}Ra в пробах по данным В.В.Коваленко достигает 13,5 кБк/кг, а суммарный объём рудной залежи равен 7 800 м³. Как правило, эти объекты находятся далеко от населённых пунктов и не представляют какой-либо радиационной опасности. Исключение представляет Усть-Ангарское месторождение, отвалы которого, расположенные вблизи одноимённого посёлка, могли создавать радиозэкологическую опасность, но они уже рекультивированы.

Следует отметить, что вышеотмеченные радиозэкологические показатели легко определяются с использованием современных измерительных комплексов в лабораторных, полевых, в том числе дистанционных вариантах, а в наиболее потенциально опасных районах МЭД измеряется в автоматическом непрерывном режиме (система АСКРО). В таком режиме АСКРО работает в гг. Красноярске, Железногорске, Зеленогорске и др. населенных пунктах.

Дозовая нагрузка на человека, которая создается от МЭД естественных радиоактивных элементов (U, Th, K^{40}) не превышает самых жестких нормативов (1 мЗв/год)

По данным С.В. Куркатова, В.В. Коваленко и др., подавляющее большинство видов минерального строительного сырья, включая отходы производства, и строительных материалов имеют эффективную удельную активность естественных радионуклидов (ЕРН) равную в среднем $103,1 \pm 1,6$ Бк/кг, что много меньше гигиенического норматива равного 370 Бк/кг. Это позволяет использовать их промышленностью и населением без ограничений по показателям радиационной безопасности.

Выполненная С.И. Арбузовым и его коллегами работа по оценке уровня накопления ценных и токсичных, в том числе радиоактивных элементов, в углях месторождений Тувы, Хакасии, Канско-Ачинского и Иркутского бассейнов (Арбузов и др., 2006, 2007) показала, что общая их радиозэкологическая характеристика удовлетворительная. Но, в ряде случаев, в пределах ряда месторождений отмечаются пласты с повышенным содержанием радиоактивных элементов. Проявления урановой природы установлены в пределах Иркутского бассейна (Черемховское, Головинское месторождения). Слабо повышенной радиоактивностью обладают угли Кокуйского месторождения Тунгусского бассейна. В неработающих пластах Подкаменно-Тунгусского и Кодинского месторождений отмечается высокая радиоактивность углей. Как

показывают детальные исследования углей в пределах Минусинского и западной части Канско-Ачинского бассейнов повышенная радиоактивность характерна только для окисленных углей.

С.В. Куркатов и др. отмечают, что в Красноярском крае производится добыча угля на четырёх крупных и ряде второстепенных разрезах. Угли, как правило, характеризуются низкими удельными активностями естественных радионуклидов, не превышающими 10...30 Бк/кг, однако, ограниченные по размерам участки окисленных углей, залегающие обычно на флангах и в кровле угольных пластов, могут содержать аномально высокие концентрации ^{226}Ra . На Берёзовском разрезе выявлен локальный блок углей, при сжигании которых образуются золошлаки с удельной активностью ^{226}Ra до 2000 Бк/кг.

Более сложная радиологическая ситуация от природных источников складывается при рассмотрении таких радиоэкологических факторов влияния как концентрация радона (Rn) в воздухе и содержания альфа-излучающих продуктов распада U и Th в подземных водах.

Средняя эквивалентная равновесная объёмная активность (ЭРОА) радона в воздухе помещений поданным В.В. Коваленко и др. составляет 48 Бк/м³. Хотя это значение в несколько раз меньше гигиенических нормативов, оно превышает как средний российский показатель, равный 30 Бк/м³, так и мировой – 20 Бк/м³. Несмотря на кажущуюся незначительность такого превышения, оно, как отмечают врачи-гигиенисты, может приводить почти к 700 избыточным случаям заболевания раком легких на территории края в год. Кроме того, в 15% случаев выявлены помещения с ЭРОА радона в воздухе, превышающей норматив, равный 200 Бк/м³. Наиболее высокие значения ЭРОА радона установлены в городах Дивногорск (до 1072 Бк/м³), Красноярск (до 1844 Бк/м³), Минусинск (до 854 Бк/м³), Шарыпово (до 545 Бк/м³), сёлах Атаманово (до 2816 Бк/м³), Бархатово (до 4897 Бк/м³), Партизанское (до 455 Бк/м³), Терентьево (до 1663 Бк/м³), Холмогорское (до 1776 Бк/м³) и ряде других. Очевидно, что такая ситуация не может рассматриваться как благополучная. С учётом этого, для территории края дважды выполнялась прогнозная оценка её радоновой опасности. По результатам последнего прогноза 21 административный район края, 5 городов и 17 крупных населённых пунктов размещаются на территориях, относящихся к первому, самому высокому, и второму уровням по радоноопасности. При этом, например, на территории г. Красноярска, чётко прослеживается зона повышенного радоновыделения, по-видимому, трассирующая зону высокой проницаемости.

Анализ данных радиоактивных свойств природных вод, развитых в регионе, показывает, что радиоактивные воды связаны с самыми разнообразными горными породами, в разной степени обогащенными радиоэлементами, а также теснейшим образом с химическим составом подземных вод и их динамикой, которые в свою очередь определяются условиями формирования и развития геологических структур.

Многолетний опыт проведения радиогидрогеохимических исследований в различных гидрогеологических структурах показывает, что фоновые содержания радиоэлементов в различных водоносных комплексах близки (Домаренко, Кузьмин, 2004). Было установлено, что подземные воды характеризуются повсеместно одинаково низкими фоновыми содержаниями радона (26-30 Бк/л), а на формирование фоновых содержаний урана в существенно влияют климатические особенности района.

По расчётам фоновых значений урана для различных ландшафтов Минусинских впадин получены следующие данные: зона среднегорной тайги – 0,008 Бк/л; лесостепные окраинные части впадин и предгорья – 0,06 Бк/л; степные зоны впадин – 0,08 Бк/л.

В результате обработки материала по радиологическому контролю источников питьевого водоснабжения получены особенности поведения суммарной альфа- ($\Sigma\alpha$) и бета-активностей ($\Sigma\beta$) в подземных водах исследуемой территории.

Анализ этих данных показывает, что во многих случаях наблюдается превышение допустимого уровня $\Sigma\alpha$ -активности в водах, более чем в 6 раз по нормам СанПиН 559-96 и в 1,2 раза допустимый уровень для вод США. Низкий уровень $\Sigma\alpha$ -активности в подземных водах Сыдо-Ербинского бассейна (0,108 Бк/л) очевидно связан с недостаточной изученностью бассейна (один населённый пункт), так как радиогидрогеохимическим опробованием здесь выявлены водопункты с максимальным содержанием урана в подземных водах для всей территории Красноярского края – 11,322 Бк/л. По результатам изучения 15,8 % источников подземных и 35 % поверхностных вод, подаваемых населению края централизованными системами, средние значения общей альфа-активности воды находятся в диапазоне от 0,34 до 0,67 Бк/кг. Превышение гигиенического норматива (ГН) общей альфа-активности, равного 0,1 Бк/кг, установлено для 67,5 % проб подземных и 41 % проб поверхностных вод.

Средняя $\Sigma\alpha$ -активность подземных вод Минусинских впадин также превышает природные вариации $\Sigma\alpha$ -активности подземных вод средней полосы России.

Рассматривая $\Sigma\alpha$ -активность в подземных водах гидрогеологических массивов получается, что она выше почти в 2 раза для всех массивов территории края, но в целом близка к среднему уровню для всех гидрогеологических структур края и находится в пределах природных вариаций.

Анализ распределения $\Sigma\beta$ -активности в водах бассейнов и массивов площади показывает, что $\Sigma\beta$ -активность в бассейнах выше, нежели в массивах, и в целом близка к средним значениям $\Sigma\beta$ -активности в водах для всех гидрогеологических структур края и не превышает допустимые уровни СанПиН.

Следует предполагать, что при формировании радиационно-гигиенических нормативов (СанПиН-559-96) не были учтены известные данные о радионуклидном составе природных вод. Утверждённые контрольные уровни по $\Sigma\alpha$, β -активности являются неоправданно завышенными и не имеют никакого серьёзного обоснования. Обычная природная вода, особенно подземная, превышает контрольный уровень $\Sigma\alpha$ -активности в 80-90 % случаев, так как естественный природный фон по этому показателю составляет для средней полосы России 0,04-0,36 Бк/л, а для Южных районов Красноярского края 0,108-0,725 Бк/л.

Радиозэкологический фактор в бассейне р. Енисей обусловлен выпадением техногенных радионуклидов от испытания ядерного оружия в атмосфере; от выбросов радиоизотопов от предприятий ядерно-топливного цикла, а их в регионе несколько; использование радионуклидных источников различного назначения, например, так называемых радиоизотопных термоэлектрических генераторов (РИТЭГов) и др. Потенциальным источником воздействия могут быть подземные ядерные взрывы.

К числу потенциально опасных относятся значительные площади в центральных районах края, расположенные вдоль Транссибирской магистрали, где существует возможность техногенного радиоактивного загрязнения местности при перевозке железнодорожным транспортом облучённых тепловыделяющих сборок в г. Железногорск для выдержки и длительного хранения на ГХК, а также девять пространственно разобщённых участков земли в северных районах края, в том числе в Таймырском (Долгано-Ненецком) и Эвенкийском АО, на которых много лет назад в интересах народного хозяйства было произведено девять подземных ядерных взрывов. Современная радиационная обстановка на этих участках не известна.

Следует отметить, что существует определённая трудность в определении источников поступления техногенных радионуклидов, особенно определения доли продуктов выпадения от испытания ядерного оружия в атмосфере и от локальных выбросов предприятий, хотя в отдельных случаях участки загрязнения составляют тысячи квадратных километров и прослеживаются до 1000-1500 км по р. Енисей.

Исследованиями последних 10-15 лет (В.В.Коваленко и др.) установлено, что на территории Красноярского края есть ряд участков с аномально высоким уровнем

техногенного радиоактивного загрязнения, связанного с функционированием ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК), расположенного в г. Железногорске. Деятельность этого комбината с конца 50-х до начала 90-х годов была направлена на производство оружейного плутония и постоянно сопровождалась газо-аэрозольными выбросами и жидкими радиоактивными сбросами. Все эти участки расположены в пойме Енисея. В настоящее время радиоактивное загрязнение поймы Енисея прослеживается на протяжении до 1500 км вниз по течению реки от г. Железногорска. На этой территории находятся 62 населённых пункта (НП), в том числе гг. Лесосибирск, Енисейск и Игарка и центры сельских административных районов – сёла Казачинское и Туруханск. В них проживает около 180 тыс. чел.

Наиболее загрязнёнными и достаточно хорошо изученными (Ф.В. Сухоруков, А.Я. Болсуновский, В.В. Коваленко и др.) являются речные наносы и пойменные почвы островов и береговой полосы Енисея, где встречаются локальные участки аккумуляции долгоживущих техногенных радиоактивных нуклидов, таких как ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{238}Pu и $^{239,240}\text{Pu}$ с плотностью загрязнения почво-грунтов ^{137}Cs до 1,5 МБк/м² (41 Ки/км²). Протяжённость аномальных участков обычно составляет от нескольких метров до первых сотен метров. Мощность дозы внешнего гамма-излучения на них превышает 100 мкР/ч. По данным обследования левого берега Енисея, выполненного нами в 2001-2002 гг., радиоактивное загрязнение пойменных почв ниже Казачинского порога носит сплошной характер.

Участки с аномально высоким уровнем загрязнения обычно расположены вне границ населённых пунктов, однако в г. Енисейске на о-ве Городской концентрация ^{137}Cs превышает 15 кБк/кг и $^{239,240}\text{Pu}$ 40 Бк/кг. Столь же высокие уровни радиоактивного загрязнения наблюдаются вдоль береговой полосы и на островах у с. Казачинское.

На этих участках периодически обнаруживаются своеобразные «горячие» частицы, содержащие ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ и другие трансурановые элементы, которые могут создавать мощность дозы внешнего гамма-излучения до 500 мкР/ч на расстоянии 1 м. В них установлено присутствие ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Максимальная активность ^{137}Cs в частицах составляет 29,2 МБк/частицу, что превышает соответствующие значения для горячих частиц из ближней зоны Чернобыльской АЭС [3, 6].

После остановки прямоточных реакторов ГХК в 1992 г. и прекращения сброса в Енисей вод охлаждения прямоточных реакторов ранее загрязнённые речные отложения оказались частично размытыми и разбавленными слабо радиоактивным материалом, а почвы постепенно перекрываются молодыми и более чистыми отложениями. Как следствие, в настоящее время радиоактивные осадки обычно оказываются расположенными не на поверхности, а в глубине аллювиальных отложений – от 30 до 100...140 см. Это приводит к экранированию их гамма-излучения, поэтому даже на аномально загрязнённых участках поймы мощность дозы в воздухе на высоте 10 и 100 см от поверхности почвы может лишь незначительно превышать естественный радиационный фон.

Вторым по уровню техногенного радиоактивного загрязнения, но первым по потенциальной радиационной опасности, является участок, ограниченный 30-км зоной наблюдения ГХК, которая имеет площадь около 2700 км². Здесь находится 30 НП, в том числе – один в ЗАТО г. Железногорск, 21 – в Сухобузимском, 5 – в Емельяновском и 4 – в Березовском районах Красноярского края. В них проживает более 150 тыс. человек. Основная часть населения сосредоточена в городах Железногорск (102 тыс. чел.) и Сосновоборск (31 тыс. чел.). Остальные НП расположены, преимущественно, на левобережье Енисея и обычно представляют отделения совхозов и АО сельскохозяйственного профиля.

Источником радиоактивного загрязнения 30-км зоны являются газо-аэрозольные выбросы комбината. Дополнительное радиоактивное загрязнение почв 30-км зоны изотопами ^{137}Cs не выявлено (Коваленко, 2004), хотя для этой цели исследовались пробы не только почвы, но и пыли в местах её долговременной аккумуляции и донных отложений из непроточных водоёмов.

Так, А.Я. Болсуновский (2004) отмечал, что повышенная, по сравнению с фоном концентрация трития (3-5 Бк/л) обнаружена в воде устьев ручьев и рек, водосборы которых расположены в пределах санитарно-защитной зоны ГХК: в р. Шумиха максимальная концентрация трития составила 81 Бк/л, в ручье Плоском - 168 Бк/л, в ручье № 2 - 32 Бк/л. Эти данные согласуются с ранее полученными в 1998 г., что для ручья Плоского и р. Шумиха концентрация трития превышает фоновые значения для Енисея и составляет 56 и 125 Бк/л соответственно.

Обстоятельное изучение плутония в почвах регионов бассейна р.Енисей, выполненное В. П. Атуровой (2001), В.П. Атуровой и др.(2004) показало, что территория Красноярского края может быть разделена на три группы земель, различающихся по уровню загрязнения почв изотопами плутония (табл. 1).

Таблица 1. Районирование территорий Красноярского края по уровню загрязнения почв изотопами $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu

Категория земель	Значение уд. активности, Бк/кг			
	Среднее	Ме	Минимум	Максимум
1. Почвы Красноярского края вне зоны влияния ГХК	$0,32 \pm 0,01$	0,22	< 0,10	1,98
2. Почвы Красноярского края в границах 30-км зоны ГХК (без пойменных почв в долине Енисея)	$0,67 \pm 0,11$	0,40	< 0,10	13,39
3. Почво-грунты в пойме Енисея в границах зоны наблюдения ГХК (до 1500 км вниз по течению реки от г. Железногорска)	$5,29 \pm 0,77$	1,41	< 0,10	70,90

Загрязнение почв на землях первой категории равно $0,32 \pm 0,01$ Бк/кг. Этот уровень принят нами в качестве фонового, обусловленного глобальными выпадениями плутония. Наиболее загрязнёнными являются пойменные почвы Енисея, относящиеся к землям третьей категории. Здесь при средней удельной активности плутония $5,29 \pm 0,77$ Бк/кг в отдельных пробах зафиксированы значения, достигающие 71 Бк/кг.

Переходное положение занимают сельскохозяйственные и селитебные почвы 30-км зоны ГХК, относящиеся ко второй категории земель. Их загрязнение происходило газо-аэрозольным путём. Средний уровень загрязнения почв плутонием в этой зоне равен $0,67 \pm 0,11$ Бк/кг, а максимум составляет 13,4 Бк/кг.

Следует отметить, что на сегодняшний день отсутствуют независимые исследования по радиационной оценке в зоне работы предприятия по разделению и обогащению урана (район г. Зеленогорска). Можно предполагать, как это установлено нами для аналогичного завода в Ангарске (Рихванов Л.П. и др.), избыточное поступление в окружающую природную среду изотопа урана-235.

Обследованная нами радиозологическая обстановка, с использованием современных ядерно-физических методов на 5 из 9 площадках проведения ПЯВ, может считаться как удовлетворительная, не представляющая какой-либо радиозологической опасности (см. отдельное сообщение в материалах данной конференции).

Оценка дозы облучения на население Красноярского края, выполненная А.И. Григорьевым, В.В. Коваленко, Л.В. Панкратовым, Е.В. Собянининым (2004) показала,

что наибольший вклад в эту дозу вносят природные источники ионизирующего излучения (до 70 %) и медицинское облучение (около 29 %). На долю остальных радиационных факторов приходится не более 1 %. Сопоставление дозы облучения населения Красноярского края с диапазоном доз облучения населения других регионов России (2,2 мЗв – 10,8 мЗв), позволяет сделать вывод о том, что дозовая нагрузка в Красноярском крае лишь немного выше среднего уровня по Российской Федерации (3,69 мЗв). Структура средней годовой дозы облучения населения в Красноярском крае практически повторяет структуру по России (73,9 % - природные источники, 25,7 % - медицинское облучение). Таким образом, радиационная обстановка в населённых пунктах и на территориях Красноярского края вне зоны наблюдения ГХК может быть оценена как «благополучная». Однако в зоне наблюдения Горно-химического комбината, занимающей обширные участки земли в пойме Енисея на протяжении 1500 км, имеются участки с уровнем техногенного радиоактивного загрязнения до 40 Ки/км². Такие участки служат причиной дополнительного облучения населения, проживающего в пойме Енисея в пределах зоны наблюдения ГХК, и могут служить источником вторичного радиоактивного загрязнения окружающей среды и представлять потенциальную опасность для населения.

Главными радиационными факторами будущего в бассейне р.Енисей, на наш взгляд, будут техногенные альфа-излучающие радионуклиды (Pu, Am и др.), а также Rn и продукты его распада.

Требуется оценка радиэкологического статуса территорий, расположенных в бассейне этой реки по этим параметрам.

Необходима объективная оценка дозовых нагрузок на население регионов методами биодозиметрии.

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ Р. ВАСЮГАН И ЕЕ ПРИТОКОВ (ТОМСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Д.Н. Балыкин

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

Донные отложения представляют собой сложную многокомпонентную систему, состоящую главным образом из органической (аморфной) и минеральной составляющих. Аморфная компонента включает в себя органо-минеральные комплексы, фульво- и гуминовые кислоты, аморфные оксиды железа и кремния. Минеральная составляющая представлена смесью минералов. С аморфной составляющей донных отложений связывают их основные сорбционные свойства и способность к накоплению вредных веществ (Шатохин, 2007).

Данная работа осуществлялась в рамках государственного контракта «Исследование современного состояния и научное обоснование методов и средств обеспечения устойчивого функционирования водохозяйственного комплекса в бассейнах рек Оби и Иртыша». В ходе экспедиционных работ в июле 2009 г. был исследован участок долины р. Васюган от устья до п. Катильга (465 км). Донные отложения отбирали в основном русле реки Васюган, а также в притоках первого порядка р. Катильга, р. Махня, р. Нюролька, р. Чижалка, р. Вариньеган, р. Сильга. Для отбора проб использовали ковшовый дночерпатель Петерсона $S = 0,025 \text{ м}^2$, с глубиной отбора 0-10 см.

Естественные радиоактивные элементы (²³⁸U (Ra), ²³²Th, ⁴⁰K) и ¹³⁷Cs определяли гамма – спектрометрическим методом в аналитическом центре ИГМ СО РАН.

Гранулометрический состав донных отложений определяли методом Качинского. Содержание органического углерода методом Тюрина в модификации Никитина (Аринушкина, 1970).

Сорбция радионуклидов на переносимых рекой взвешях и ранее отложившихся частицах в верхних слоях осадков является основным доминирующим фактором миграции и накопления радиоизотопов в донных отложениях (Закономерности распределения..., 2004). Сорбционные свойства донных отложений определяются, главным образом, их вещественным и гранулометрическим составом (Иванов, 2009). Знание состава донных отложений и распределение в них радионуклидов позволяет дать прогноз радиационного состояния контролируемого объекта при проведении радиозоологического мониторинга окружающей среды (Шатохин, 2007). Гранулометрический состав донных отложений, отобранных в основном русле р. Васюган на исследуемом участке, крупнопылевато-мелкопесчаный. Состав донных отложений притоков первого порядка существенно различался: крупно-мелкопесчаный – р. Чижалка и р. Сильга, иловато-крупновылеватый – р. Нюролька, крупнопылевато-мелкопесчаный – р. Катыльга и р. Варингъеган, мелкопесчанно-крупнопылеватый – р. Махня.

По классификации М. В. Кленовой, исследованные донные отложения можно отнести к четырем типам: песок, песчанистый ил, илистый песок, ил. Преобладающими из них являются илистый песок и песчанистый ил. Содержание органических веществ в осадках в пересчете на углерод не высокое, в среднем составляет 0,8 %. По относительно высокому содержанию углерода в донных отложениях рек первого порядка выделяется р. Варингъеган, а по содержанию ила – р. Нюролька.

В таблице приведены данные удельной активности естественных радионуклидов (ЕРН) и ^{137}Cs в различных типах донных отложений р. Васюган и ее притоков. Как показывают результаты, радиоцезий в минимальных количествах присутствует лишь в отложениях притоков.

Таблица 1. Распределение изотопа ^{137}Cs , ЕРН и суммарной активности радионуклидов в донных отложениях р. Васюган и ее притоков

Тип донных отложений	Место отбора, (расстояние от устья, км)	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	Аэфф	^{137}Cs
		Бк/кг				
ил	р. Васюган (66)	28,3	26,1	514	67	н.о.*
	р. Нюролька (193)	18,6	30,6	427	62	2
песчанистый ил	р. Васюган (465)	24,6	23,5	459	59	н.о.
	р. Васюган (335)	20,4	19,0	476	49	н.о.
	р. Васюган (193)	16,5	22,6	459	50	н.о.
	р. Васюган (115)	22,3	17,5	458	49	н.о.
	р. Васюган (115)	12,0	13,0	354	32	н.о.
	р. Васюган (66)	25,2	17,9	520	53	н.о.
	р. Сильга (66)	44,5	19,1	324	72	4
р. Варингъеган (335)	20,2	21,7	487	53	2	
илистый песок	р. Васюган (465)	19,6	16,1	517	45	н.о.
	р. Катыльга (465)	16,3	15,9	554	42	н.о.
	р. Васюган (335)	18,6	10,3	510	36	н.о.
	р. Васюган (193)	17,2	15,7	477	42	н.о.
	р. Чижалка (115)	10,3	8,5	462	25	н.о.
песок	р. Махня (400)	14,0	4,5	374	23	3

*н.о. – не обнаружено

По величине удельной эффективной активности типы донных отложений р. Васюган и ее притоков можно расположить в следующем порядке: ил>песчанистый ил>илистый песок>песок. Очевидно, донные отложения, в большей степени обогащенные илистой фракцией, обладают более высокой аккумулярующей способностью. Для

отложений ила и песчанистого ила характерны более высокие значения удельной активности ^{238}U и ^{232}Th . Подобные закономерности в отношении аккумуляции ЕРН отмечают в своих исследованиях Шатохин А.М. (Шатохин, 2007) для донных отложений в акватории Московского региона, где указывалось, что максимальной аккумулярующей способностью в отношении радионуклидов обладает илистый тип донных отложений, а смешанные типы занимают промежуточное положение.

Пики удельной активности калия отмечаются в отложениях илистого песка и песчанистого ила (Таблица 1.).

Для выявления влияния гранулометрического и вещественного состава донных отложений на содержание ЕРН были рассчитаны коэффициенты парной корреляции для каждого элемента. Расчеты показали, что с увеличением концентрации органического вещества в донных отложениях увеличивается удельная активность урана-238 ($r = +0,5$). С увеличением концентрации органического вещества и ила возрастает удельная активность тория-232 ($r = +0,6$ и $+0,8$ соответственно). На уровень удельной активности калия-40 в донных отложениях значительное влияние оказывает гранулометрический состав, в частности, с увеличением фракции 0,25-0,05мм (мелкий песок) в донных отложениях удельная активность калия-40 возрастает ($r = +0,6$).

Литература

1. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина Изд. 2-е. перер. и доп., М.: Моск. унив., 1970. – 487с.
2. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине р. Енисей / Сухоруков Ф. В., Дегерменджи А. Г., Белолипецкий В. М. и др. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286 с.
3. Иванов А.Ю. Геохимия U и Th в донных отложениях непроточных водоемов и озер юга Томской области / А. Ю. Иванов //Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции, г. Томск, 23-27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С. 209-211
4. Шатохин А.М. Распределение ^{137}Cs и естественных радионуклидов по типам донных отложений в акватории Московского региона / А.М. Шатохин, В.А. Красоткин, С.Е. и др. //АНРИ, №2., 2007. – С. 44-48

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ НЕТРАДИЦИОННЫХ МЕЛИОРАНТОВ НА НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯХ

*Н.К. Бахтина, Д. А. Дмитриев
ФГБОУ ВПО МарГТУ, Йошкар-Ола*

Радиационные аварии и катастрофы, испытания ядерного оружия и промышленные ядерные взрывы привели к радиоактивному загрязнению обширных территорий. Так, в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, только в Российской Федерации в настоящее время загрязнено свыше 59 тыс. км², в том числе 15 тыс. км² лесных и около 20 тыс. км² сельскохозяйственных угодий [1].

Аккумуляция радионуклидов растениями из почвы определяет исходные масштабы включения радионуклидов в пищевые цепи: почва – растения (лесные и сельскохозяйственные) – животные (дикие и сельскохозяйственные) и/или человек [2]. Что делает проблему радиационного загрязнения весьма актуальной.

Факторы, от которых зависит подвижность радионуклидов в почве и связанная с ней интенсивность их миграции в растения в природных условиях, можно разделить на несколько групп: свойства радионуклидов, свойства почвы и растений, погодноклиматические условия произрастания растений и агромелиоративные мероприятия.

В числе факторов, влияющих на миграцию радионуклидов из почвы в растительность, следует отметить действие минеральных и органических удобрений. Как правило, их систематическое применение приводит к снижению перехода излучателей в сельскохозяйственную продукцию [3]. Выделены три фактора, объясняющих это явление [4,5]:

- увеличение биомассы при улучшении минерального питания – эффект разбавления;
- повышение концентрации в почве обменных катионов калия и кальция, усиливающих антагонизм с радионуклидами при корневом их усвоении;
- изменение доступности радионуклидов для корневых систем в результате перевода их в труднодоступные соединения и обменной фиксации в результате реакций с внесенными удобрениями.

В литературе имеется достаточно сведений о влиянии минеральных и традиционных органических удобрений на накопление техногенных радионуклидов в растениях. Поэтому целью нашего исследования было оценить влияние нетрадиционных мелиорантов на миграцию радионуклидов в системе «почва - растение».

Нетрадиционные органические удобрения были получены в результате компостирования смеси осадков сточных вод ОСК г. Йошкар-Олы и хвойно-лиственного опила с деревоперерабатывающего пункта Учебно-опытного лесхоза МарГТУ в буртах (в течение 3-х лет – далее НОУ), аэробного компостирования в биореакторе непрерывного действия, разработанном сотрудниками МарГТУ, в двух режимах в течение 20 сут.: 1) температура водяной рубашки 65...70 °С, подача воздуха в тело компостируемой смеси 5...15 м³/сут в зависимости от температуры компостируемой смеси (далее УНОУ-1); 2) температура водяной рубашки поддерживалась на 10...15°С выше температуры компостной смеси, подача воздуха 15...60 м³/сут (далее УНОУ-2), а также компостирования в ящиках в течение 6 мес. (смеси УНОУ-1, УНОУ-2 с плодово-овощными отходами и отработанным грибным субстратом – далее соответственно УНОУ-1+ПО, УНОУ-1+ОГС и УНОУ-2+ПО, УНОУ-2+ОГС). Так же для экспериментов был взят выдержанный гидролизный лигнин Суслонгерского ГДЗ (далее ВГЛ) и отработанный грибной субстрат (далее ОГС). Агрохимические свойства агрохимические свойства нетрадиционных мелиорантов приведены в таблице 1.

Действие мелиорантов связано как с эффектами «разбавления» (увеличения биомассы растений), так с процессами сорбции радионуклидов компонентами органических отходов (целлюлозы, лигнина и пектина) [6, 7].

Таблица 1. Агрохимические свойства нетрадиционных мелиорантов

Мелиорант	Класс опасности	pH _{сол}	Органическое вещество, %	Азот нитратн., %	P ₂ O ₅ , %	K ₂ O, мг/кг
УНОУ - 1	III	6,38	77,9	0,2	2,3	102,1
УНОУ - 1+ ОГС	III	6,37	83,8	0,2	2,1	104,3
УНОУ - 1 + ПО	III	6,47	65,7	0,5	2,7	118,2
УНОУ - 2	IV	6,49	67,3	0,4	2,6	113,5
УНОУ - 2+ ОГС	IV	6,24	62,7	0,4	3,1	120,3
УНОУ – 2 + ПО	IV	6,36	77,3	0,8	2,9	115,3
НОУ	III	5,25	44,5	0,4	2,1	99,6
ОГС	V	6,10	59	0,5	2,6	112,0
ВГЛ	III	2,50-4,20	87-94	0,15-0,35	0,02-0,08	0,04-0,06

Для эксперимента использовалась дерново-слабоподзолистая песчаная почва на покровных суглинках, отобранная с естественной территории, загрязненной ¹³⁷Cs (Пензенская область Городищенский район). Выбор данной почвы для эксперимента обусловлен тем, что она имеет свойства наиболее «благоприятные» для подвижности радионуклидов в системе «почва-растение»: низкое содержание глинистых и илистых

частиц, органического вещества, элементов питания, сильноокислая среда. Характеристика почвенных свойств приведена в таблице 2.

Таблица 2. Характеристика свойств дерново-слабоподзолистой песчаной почвы

Показатель	Значение
Гранулометрический состав, содержание фракций, %	
1,0-0,25 мм	44,55
0,25-0,05 мм	49,28
0,05-0,01 мм	1,70
0,01-0,005 мм	0,88
0,005-0,001 мм	0,78
<0,001 мм	2,83
<0,01 мм	4,48
Гигроскопическая вода, %	0,28
Агрохимические свойства	
pH _{солев}	3,9
Гидролитическая кислотность, мг-экв/100 г почвы	3,6
Ca ²⁺	1,11
Mg ²⁺	0,10
Сумма обменных оснований	1,20
Степень насыщенности основаниями, %	25,40
Гумус, %	1,0
P ₂ O ₅ мг/100 г	4,7
K ₂ O мг/100 г	9,1
Содержание радионуклидов	
¹³⁷ Cs валовая форма, Бк/кг	163,03±9,08
¹³⁷ Cs водорастворимая форма, Бк/кг	25,70±9,53 (15,8%)
¹³⁷ Cs ионообменная форма, Бк/кг	30,70±10,11 (18,8%)
⁹⁰ Sr валовая форма, Бк/кг	4,22±0,96
⁴⁰ K, Бк/кг	33,90±23,38
²²⁶ Ra, Бк/кг	5,27±2,84
²³² Th, Бк/кг	не более 2,0

Для выявления радионуклидов в форме химических соединений с различной энергией связи с почвенными соединениями проводили последовательное выщелачивание почвенных навесок различными экстрагентами (водорастворимая форма – H₂Oд, ионообменная - 1 н раствор CH₃COONH₄) [8]. Определение валовой формы ⁹⁰Sr проводилось радиохимическим методом [9], в ходе которого установлено, что валовое содержание ⁹⁰Sr в почве составляет 4,22±0,96 Бк/кг, поэтому водорастворимая и ионообменная формы ⁹⁰Sr не определялись.

Таким образом, доступные для растений формы радионуклидов ¹³⁷Cs в исследуемой песчаной дерново-слабоподзолистой почве составляют 34,6 %, что согласуется с результатами других исследователей для данного типа почвы [10].

Для определения доз внесения и эффекта взаимодействия мелиорантов с почвой проводился модельный эксперимент. В качестве критериев выбора дозы внесения использовали изменение концентрации в водной суспензии почвы и мелиоранта обменных форм калия, как элемента-аналога ¹³⁷Cs.

Для проведения модельного эксперимента использовали дерново-слабоподзолистую песчаную почву, в которую вносили мелиоранты в следующих

концентрациях:

- | | |
|------------------------------------|-------------------------------|
| вариант 0 – мелиорант не вносился; | вариант 4 – 0,25 г/г почвы; |
| вариант 1 - 0,00125 г/г почвы; | вариант 5 - 0,5 г/г почвы; |
| вариант 2 - 0,025 г/г почвы; | вариант 6 – чистый мелиорант. |
| вариант 3 - 0,05 г/г почвы; | |

Эксперимент проводился в трехкратной повторности.

Почвенная навеска с мелиорантом заливалась ацетатом аммония. Суспензия выдерживалась 24 часа, после чего растворы отфильтровывали, атомно-абсорбционным методом определяли в растворе количество подвижного калия и кальция, результаты пересчитывали на содержание ионообменных форм в субстрате.

Результаты эксперимента в таблице 3 и на рисунках 1 и 2.

Таблица 3. Содержание обменных форм калия в компонентах субстрата, мг/кг

Мелиорант	Доза внесения мелиоранта, г/г почвы						
	0 (почва)	0,00125	0,025	0,05	0,25	0,5	мелиорант
НОУ	91,02	43,39	55,52	72,48	98,48	278,00	517,59
ВГЛ	91,02	91,71	54,64	61,95	42,31	137,57	152,24
ПО	91,02	219,73	701,20	1048,23	2170,60	9384,63	3367,07
ОГС	91,02	120,93	120,77	179,33	281,53	892,40	2261,55

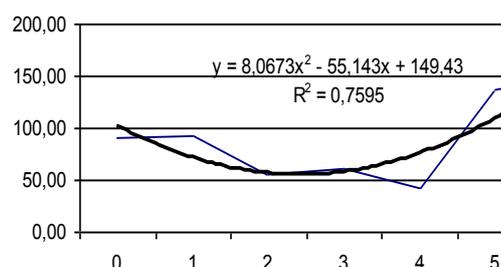
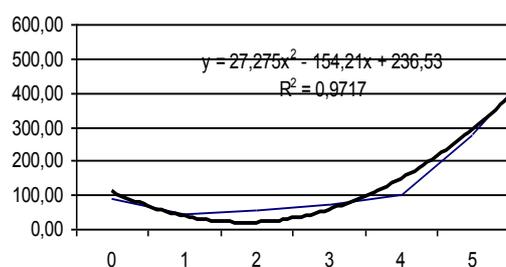


Рис. 1. Зависимость концентрации обменного калия (мг/кг субстрата) от дозы внесения НОУ (слева) и выдержанного гидролизного лигнина (справа)

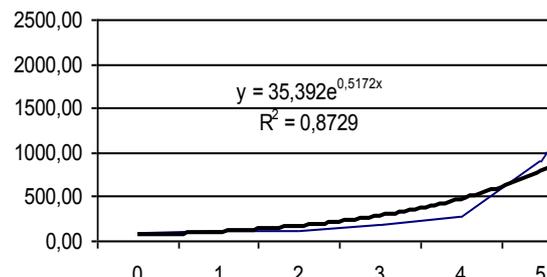
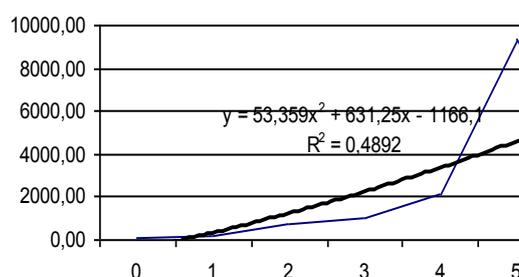


Рис. 2. Зависимость концентрации обменного калия (мг/кг субстрата) от дозы внесения плодовоовощных отходов (слева) и отработанного грибного субстрата (справа)

По сравнению с исходным содержанием калия в почве и чистом мелиоранте эффект снижения в результате взаимодействия почвы и мелиоранта наблюдается при минимальных дозах внесения (0,00125-0,025 г/г почвы) НОУ. При максимальных концентрациях происходит увеличение содержания обменного калия за счет привноса с мелиорантом.

У гидролизного лигнина максимум эффекта сдвинут в средние концентрации (0,05-0,25 г/г почвы).

Увеличение дозы отработанного грибного субстрата и плодовоовощных отходов увеличивает количество обменного калия за счет привноса с мелиорантом.

Таким образом, следует ожидать два эффекта от применения рассматриваемых мелиорантов – сорбцию калия и, соответственно, цезия при минимальных дозах мелиорантов (что экономически целесообразно), а также повышение конкуренции ионов калия при поглощении растениями с увеличением дозы внесения мелиорантов (что не целесообразно с экономической и токсикологической точки зрения).

Для оценки возможной токсичности почв, модифицированных нетрадиционными мелиорантами, использовался фитотест. Уровень загрязнения почв оценивался в соответствии с разработанной шкалой токсичности почв по результатам определения всхожести семян пшеницы и угнетения корней растения на ранних стадиях их развития. При превышении длины корней растений, выращиваемых в испытываемой почве, над контрольным вариантом считается, что почва обладает стимулирующими свойствами.

Биотестирование образцов показало, что практически все композиции мелиорантов пригодны к использованию. Ограничения по использованию имеют УНОУ -1 и УНОУ 1 + ПО (3 степень токсичности) (таблица 4).

В лабораторных условиях с контролируемым световым и термическим режимом был заложен почвенный вегетационный опыт. В качестве посадочного материала использовался горох посевной *Pisum sativum* L., сорт Труженик.

Предварительно проводилось выравнивание почвенных свойств, просеивание почвы, подготовка пластиковых ёмкостей (устройство дренажа и полива), добавление мелиорантов в почву и перемешивание, отбор проб субстрата для определения общей влагоемкости, набивка ёмкостей и их взвешивание. Выбор доз определялся на основе агрохимического анализа почв, результатов модельного эксперимента и данных биотестирования.

Таблица 4. Биотестирование почв, модифицированных мелиорантами, с использованием пшеницы

Наименование мелиоранта	Контролируемые параметры						Степень токсичности почвы
	Кол-во проросших семян, шт	N ₁	Степень токсичности (1)	Длина корня, мм	N ₂	Степень токсичности (2)	
Контроль	20,0	-	-	86,5	-	-	-
НОУ	19,7	1,5	5	100,0	-33,6	5	5
УНОУ-1	15,0	25,0	4	24,5	71,79	3	3
УНОУ-2	19,7	1,5	5	79	8,67	5	5
УНОУ-2+ ПО	19,7	1,5	5	98	-13,3	5	5
УНОУ-2 + ОГС	19,7	1,5	5	54	37,57	4-5	4
УНОУ-1+ ОГС	19,3	3,5	5	89,67	-3,66	5	5
УНОУ-1 + ПО	15,7	21,5	4	16,3	81,16	3	3
ВГЛ	18,3	8,5	5	81,2	6,13	5	5

В ёмкости высаживались по 15 семян гороха, после прорастания оставлялось по 10 растений. Полив проводился ежедневно по массе – для поддержания постоянной влажности 70 % от общей влагоемкости (29,5 % от абсолютно сухой массы почвы). Длительность опыта - 2 месяца.

Оценку эффективности мелиорантов проводили по выносу радионуклидов из почвы растениями, который определялся по разности содержания радионуклидов ¹³⁷Cs в начальном субстрате и в субстрате после эксперимента (за вычетом влажности и массы корней). Данные эксперимента приведены на рисунке 3.

Среди мелиорантов на основе органических отходов стабильное действие оказало внесение УНОУ-1+ОГС – снижение на 34-56 %. Применения УНОУ-1, УНОУ-2 УНОУ-1+ПО также положительно влияет на закрепление радионуклидов в почве, хотя не так четко - от 9 до 90 %.

Влияние выдержанного гидролизного лигнина, НОУ, УНОУ-2+ОГС имеет минимум при средних концентрациях – значения не отличаются от контроля, что может быть связано с кислой реакцией лигнина и НОУ, фиксация в почве наблюдается при крайних значениях. Наиболее это выражено у УНОУ-2+ОГС переход цезия снижается на 57-74 %.

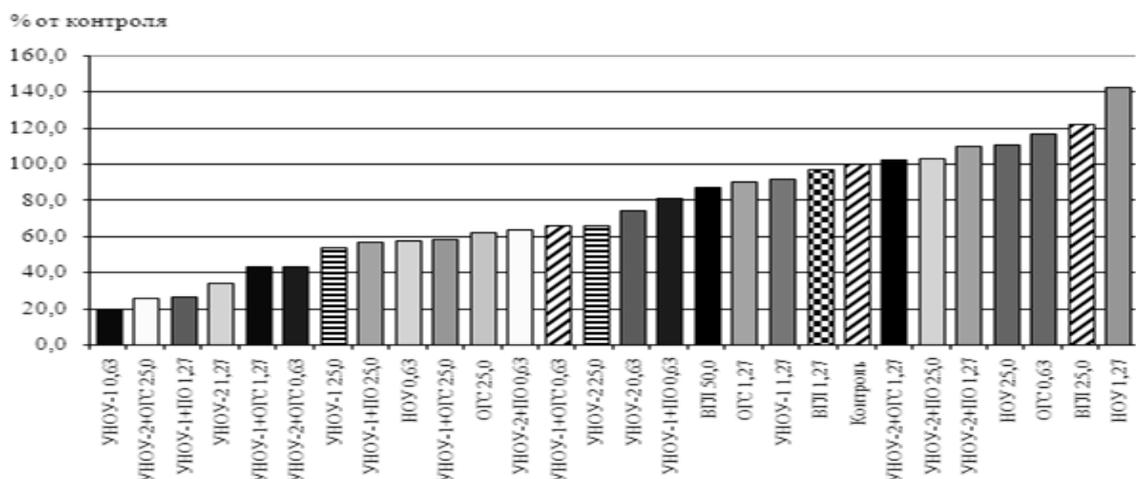


Рис. 3. Вынос цезия-137 из почвы растениями гороха (в % от контроля)

В целом действие разработанных мелиорантов на основе органических отходов основано на специфической сорбции органического вещества, эффекта «разбавления» за счет увеличения биомассы и влияния на динамику обменного калия в субстрате.

Оценка возможной токсичности модифицированной мелиорантами почвы и эффекта взаимодействия почвы с растениями проводилась по морфометрическим характеристикам (длина стебля, флуктуирующая асимметрия листовой пластинки, морфологические нарушения) гороха посевного, который широко применяется в качестве тест-организма. Результаты исследований дают возможность получить интегральную оценку качества исследованных субстратов.

В соответствие с таблицей 5, все новые нетрадиционные удобрения, органические и неорганические добавки со степенью токсичности III (средняя) не рекомендуются к использованию в качестве мелиорантов.

Таблица 5. Влияние почвенных мелиорантов на морфологические и физиологические параметры растений гороха

Мелиорант	Доза внесения, г/кг почвы	Длина стебля, см	ИТФ ₁	Кол-во аномалий, шт	ИТФ ₂	ФА	ИТФ ₃	ИТФ _{ср}	Степень токсичности
Контроль	-	26,5	1,0	0,6	1,0	0,029			
НОУ	0,63	24,7	0,932	0,9	0,67	0,020	1,45	1,02	V
НОУ	1,27	28,4	1,072	1,6	0,38	0,138	0,21	0,55	III
НОУ	25,0	28,1	1,060	1,7	0,35	0,139	0,21	0,54	III
ВГЛ	1,27	28,5	1,075	1,3	0,46	0,145	0,20	0,58	III
ВГЛ	25,0	25,8	0,974	1,1	0,54	0,142	0,20	0,57	III
ВГЛ	50,0	24,1	1,098	1,4	0,43	0,144	0,20	0,58	III
ОГС	0,63	23,1	1,864	0,7	0,86	0,157	0,18	0,63	V
ОГС	1,27	27,1	1,955	0,7	0,86	0,141	0,21	0,68	V
ОГС	25,0	27,3	1,992	0,8	0,75	0,147	0,19	0,64	V
УНОУ-1	0,63	24,5	0,925	0,5	1,2	0,016	1,81	1,31	VI
УНОУ-1	1,27	24,4	0,920	1,25	0,48	0,145	0,20	0,53	III

Мелиорант	Доза внесения, г/кг почвы	Длина стебля, см	ИТФ ₁	Кол-во аномалий, шт	ИТФ ₂	ФА	ИТФ ₃	ИТФ _{ср}	Степень токсичности
УНОУ-1	25	25,7	0,970	0,5	1,2	0,005	5,80	2,66	VI
УНОУ-2	0,63	22,2	0,838	1,2	0,43	0,002	14,5	5,26	VI
УНОУ-2	1,27	24,6	0,928	1,4	0,35	0,001	72,5	24,59	VI
УНОУ-2	25,0	27	1,019	1,3	0,46	0,014	2,07	1,18	VI
УНОУ-1+ПО	0,63	24,8	0,936	1,4	0,43	0,157	0,18	0,52	III
УНОУ-1+ПО	1,27	28,1	1,060	1,1	0,54	0,022	1,32	0,97	V
УНОУ-1+ПО	25,0	22,8	0,860	0,7	0,86	0,026	1,12	0,95	V
УНОУ-2+ПО	0,63	25,6	0,966	0,7	0,86	0,016	1,81	1,21	VI
УНОУ-2+ПО	1,27	24,2	0,913	0,7	0,86	0,005	5,80	2,52	VI
УНОУ-2+ПО	25,0	28,6	1,079	1,2	0,5	0,290	0,10	0,56	III
УНОУ-1+ОГС	0,63	29,1	1,098	0,8	0,75	0,004	7,25	3,03	VI
УНОУ-1+ОГС	1,27	27,1	1,023	0,6	1	0,161	0,18	0,73	IV
УНОУ-1+ОГС	25	27,3	1,030	1,8	0,33	0,007	4,14	1,83	VI
УНОУ-2+ОГС	0,63	32,1	1,211	0,8	0,75	0,018	1,60	1,19	VI
УНОУ-2+ОГС	1,27	31,9	1,204	1,3	0,46	0,002	14,50	5,39	VI
УНОУ-2+ОГС	25,0	28,4	1,072	1,5	0,4	0,001	72,50	24,66	VI

Если же морфологические и физиологические реакции растений на субстраты соответствуют норме или обнаруживается стимулирующий эффект, использование этих мелиорантов в данных дозах – целесообразно.

Так, результаты тестирования показали, что использование гидролизного лигнина в качестве субстрата не дает положительного результата. Хороший результат в эксперименте показали такие мелиоранты, как УНОУ-2 и УНОУ-2+ОГС, кроме того, для большинства исследованных субстратов имеются дозы, в которых они благоприятно влияют на рост и развитие растений гороха. Так, например, для УНОУ-1 - это доза 25 мг/кг, для УНОУ - 0,63 г/кг.

Выводы

В результате проведения модельного эксперимента определены оптимальные интервалы доз внесения мелиорантов для изучения их действия на поступление радионуклидов ¹³⁷Cs из почвы в растения.

Методами биотестирования оценена токсичность собственно мелиорантов и модифицированной ими почвы до и после вегетационных экспериментов. Так класс опасности разработанных экспериментальных образцов мелиорантов как отходов составлял 3-4, а при взаимодействии с почвой и в ходе вегетационных опытов в оптимальных дозах снизился до - до 4-5.

Проведены лабораторные эксперименты по исследованию влияния мелиорантов на переход радионуклидов цезия из почвы в растения. Максимальный эффект снижения наблюдался при внесении отдельных доз УНОУ-2+ОГС и УНОУ-1+ОГС. Сорбционное действие мелиорантов УНОУ-1, УНОУ-2 УНОУ-1+ПО существенно не отличается от контроля.

В целом действие разработанных мелиорантов основано на сорбции органическим веществом, эффекте «разбавления» за счет увеличения биомассы и влияния на динамику обменного калия в субстрате.

Литература

1. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. Российский национальный доклад. - М, 2006.- 92с.

2. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС (на период 1997-2000 гг.).- М.: Федеральная служба лесного хозяйства России, 1997. – 111 с.
3. Сысоева, А.А. Экспериментальное исследование и моделирование процессов, определяющих подвижность Sr-90 и Cs-137 в системе «почва-растение»: дис. ... канд. биол. наук: 03.00.01 / Сысоева Анастасия Анатольевна. – Обнинск, 2004.
4. Лурье, А.А. Сельскохозяйственная радиология и радиоэкология / А.А. Лурье. - М.: МСХА, 1999. – 219 с.
5. Прохоров, В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах /В.М. Прохоров.- М.: Энергоиздат, 1981.- 98с.
6. Воробьев, Г.Т. Почвенная концепция преодоления последствий радиоактивных загрязнений /Г.Т. Воробьев, З.Н. Маркина, Н.А. Кошелев Е.П. Просянкин //Роль творческого наследия академика ВАСХНИЛ В.М. Ключковского в решении современных проблем сельскохозяйственной радиоэкологии.- М., 2001.-С.114-120.
7. Воробьев, Г.Т. Почвенное плодородие и радионуклиды /Г.Т. Воробьев, Н.Н. Чумаченко, З.П. Маркина, А.А. Курчанова.- М.:Природа, 2002.-236с.
8. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев и др.: под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. - М.: Экология, 1992.-400с.
9. Лурье, А.А. Сельскохозяйственная радиология и радиоэкология / А.А. Лурье. - М.: МСХА, 1999. – 219 с.
10. Федорец, Н.Г. Повышение плодородия почв в лесных питомниках путем внесения отходов ЦБП / Н.Г. Федорец, Л.Г. Пилюгина, Р.В. Леонтьева, Г.Н. Кураева // Применение отходов ЦБП в лесных питомниках. – Петрозаводск: Карел. Науч. Центр АН СССР, 1990. – С. 5-14.
11. Тикавый, В.А. Органические удобрения на основе гидролизного лигнина и их использование в сельском хозяйстве / В.А. Тикавый, А.Г. Осинский, В.В.Гребень, И.А. Юшкевич. - Минск: БелНИИНТИ, 1983. – 40 с.
12. Нурмухаметов, Н.М. Влияние форм, доз и способов внесения удобрений на биологическую активность почвы / Н.М. Нурмухаметов, М.Х. Хамидуллин, Р.М. Нугманов //Агротехника и биология полевых культур.- Уфа, 1977.-С.73-80.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЙМЫ РЕКИ ЕНИСЕЙ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА (Г.ЖЕЛЕЗНОГОРСК)

*А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, г. Красноярск*

Река Енисей является одной из крупнейших рек мира. Техногенные радионуклиды поступают в бассейн реки Енисей в результате глобальных выпадений, а также технологических сбросов предприятий ядерного топливного цикла Росатома. Наиболее существенное влияние на экосистему реки оказывает Горно-химический комбинат (ГХК), который расположен в 60 км от города Красноярск на берегу реки Енисей в г. Железногорске. Более чем 50-летняя деятельность реакторного и радиохимического заводов ГХК привела к радиоактивному загрязнению поймы реки Енисей [1-14, 16-18]. Специалисты Росатома в своих публикациях и выступлениях утверждают, что на ГХК ранее отсутствовали аварийные ситуации и поэтому существующий уровень радиоактивного загрязнения реки минимальный, по сравнению с другими водоемами вблизи которых расположены аналогичные предприятия. Однако проведенные научные экспедиции специалистов Института биофизики СО РАН (Красноярск) и Института геологии и минералогии СО РАН (Новосибирск) в рамках интеграционных проектов СО

РАН выявили ряд фактов, свидетельствующих о многократном превышении над фоном содержания радионуклидов в экосистеме реки Енисей [2-5, 7-14, 16-18].

Исследования ученых Красноярска и Новосибирска показали что, в пойме реки Енисей существуют участки с уровнем радиоактивного загрязнения соответствующим категории радиоактивных отходов. Так, вблизи ГХК были обнаружены участки поймы реки с аномальным уровнем содержания ^{137}Cs в почве до 850 кБк/кг [3, 5]. Как правило, это локальные пятна, но обнаружена и протяженная аномалия в береговой зоне города Енисейска на расстоянии 330 км от ГХК, где содержание ^{137}Cs в активном слое достигает 48 кБк/кг [4]. Считается, что радиоактивная аномалия на берегу г. Енисейска образовалась во время паводка 1966 года на Енисее. На основании полученных данных в Институте биофизики СО РАН и в Институте геологии и минералогии СО РАН были рассчитаны существующие суммарные запасы техногенных радионуклидов в пойме реки Енисей на участке 330 км по течению реки от ГХК [5]. Расчеты показали, что суммарные запасы всех техногенных радионуклидов в пойме реки могут составить 176 Кюри, включая запасы ^{137}Cs - 111 Кюри. Согласно расчетам других исследователей [6], запасы ^{137}Cs на участке в 250 км от ГХК могут быть более значительные (до 185 Кюри). В 1994-1995 годах впервые в пойме Енисея были обнаружены «горячие» частицы с активностью ^{137}Cs до 30000 кБк/частицу [3-4, 7-8]. Лабораторные исследования доказали реакторное происхождение этих частиц и позволили определить ориентировочный возраст их образования. Сравнительный анализ значений отношения радионуклидов $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ показал, что все частицы по возрасту образования можно условно разделить на три группы: 40-45, 34-37 и 24-25 лет (расчет проведен относительно 2010 года). Ранее в поймах рек Теча и Томь, вблизи работы других плутониевых комплексов, не были обнаружены такие высокоактивные частицы как на Енисее. Высокоактивные или «горячие» частицы – это микрочастицы реакторного топлива, которые из реакторов ГХК попали в Енисей. Наличие таких частиц в пойме Енисея свидетельствует об аварийных ситуациях на ректорах ГХК в прошлом. По аналогии с чернобыльскими «горячими» частицы можно отметить, что со временем такие крупные частицы (размером несколько миллиметров) могут разрушаться на мелкие частицы. И действительно, методы радиоавтографии и сканированной электронной микроскопии выявили в пробах почвы и донных отложений реки Енисей огромное количество подобных микрочастиц.

Проведенные радиохимические исследования проб поймы реки Енисей выявили наличие участков русла, в которых содержание изотопов трансурановых элементов - в 100 и более раз превышает глобальный уровень. Существование слоев почвы и донных отложений с аномально высокими значениями трансурановых элементов ($^{239,240}\text{Pu}$ - до 480 Бк/кг, ^{241}Pu - до 1430 Бк/кг, ^{241}Am – до 600 Бк/кг и $^{243,244}\text{Cm}$ – до 21 Бк/кг) [5, 9-11] может свидетельствовать как о высокой миграционной способности актиноидов в экосистеме реки, так и о продолжающихся сбросах техногенных радионуклидов с ГХК. Оценка миграционной способности радионуклидов в донных отложениях и пойменных почвах реки Енисей с использованием метода химического фракционирования выявила высокую миграционную способность трансурановых элементов, по сравнению с ^{137}Cs [10, 12]. На пойменных почвах и донных отложениях произрастают разные виды наземных и водных растений, которые накапливают техногенные радионуклиды в своей биомассе. Так, виды ягодных кустарников *Ribes nigrum* (смородина черная) и *Rubus idaeus* (малина) характеризуются повышенным накоплением радионуклидов по сравнению с другими видами. Многолетние измерения проб ягодных кустарников с пойменных почв реки Енисей зарегистрировали такие техногенные радионуклиды как ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr , трансурановые элементы (^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{243,244}\text{Cm}$) [11, 13]. Впервые проведенный детальный анализ загрязнения радионуклидами компонентов лесных экосистем в пойме реки выявил факт аномального содержания ^{137}Cs до 10200 Бк/кг в грибах *Suillus granulatus* и *Suillus luteus*, что превышает установленный российскими нормативами предел (2500

Бк/кг) [13]. Наиболее высокое содержание техногенных радионуклидов отмечено в водных растениях реки Енисей [4, 10], следствием которого явились цитогенетические нарушения разных видов гидробионтов. Исследования показали, что в контрольных районах вне зоны радиоактивного загрязнения доля хромосомных нарушений клеток водных растений *Elodea canadensis* и *Batrachium kauffmannii*, не превышает 4-10%, в пробах из районов радиоактивного загрязнения ГХК суммарная частота хромосомных мутаций в ана-телофазах и метафазах составляет довольно высокий процент (до 35%) [14].

Известно, что на ГХК большая часть радиоактивных отходов закачана в подземные водоносные горизонты полигона «Северный», который расположен на водоразделе рек Енисей и Большая Тель. В монографии Рыбальченко с соавторами (1994 г) [15] в разделе посвященном полигону «Северный» отмечается, что для захоронения жидких радиоактивных отходов используют водоносные горизонты I и II, расположенные на глубине 370-460 м и 180-280 м соответственно. Горизонт II, по данным специалистов, разгружается в долину р. Большая Тель; горизонт I, как предполагается, частично в долину р. Кан, частично в долину р. Большая Тель. Полигон «Северный» начал функционировать в 1967 году и на период публикации монографии в 1994 году [15] в два водоносных горизонта было закачано около 5 млн. м³ жидких радиоактивных отходов суммарной активностью 260 млн. Кюри. Кроме долгоживущих радионуклидов, включая трансурановые элементы, в подземные горизонты производится закачка трития. Известно, что тритий является наиболее миграционным радионуклидом в водных системах, поскольку не задерживается никакими сорбционными системами. Проведенные сотрудниками Института биофизики СО РАН с 2001 года исследования выявили, что в пробах воды р. Большая Тель содержание трития в отдельные периоды более чем в 10 раз превышало фоновые значения реки Енисей (3-6 Бк/л), и достигало 60 Бк/л [16-17]. В пробах р. Большая Тель наряду с тритием в поровой воде донных отложений был зарегистрирован техногенный радионуклид ¹⁴C. Дополнительным фактом существования гидрологической связи реки Большая Тель с подземными горизонтами полигона «Северный» служат также данные по повышенному содержанию ²³⁸U в воде реки [18]. Очевидно, что в подземные горизонты закачивается и уран после радиохимического производства. Совокупность полученных данных свидетельствуют о наличии гидрологической связи реки Большая Тель с подземными горизонтами хранилища жидких радиоактивных отходов полигона «Северный» ГХК. На основании низкой естественной скорости движения подземных вод (5-15 м/год) в монографии Рыбальченко с соавторами [15] делался прогноз, что радиоактивные отходы и за 1000 лет не достигнут реки Большая Тель. Однако в этой же монографии отмечалось, что в 1973 году (т.е. спустя 6 лет после начала работы полигона), в удаленных наблюдательных скважинах за границей ореола отмечались повышенные термоаномалии и даже регистрировались радионуклиды. Это объяснялось возникновением зон повышенной проницаемости в результате высокого давления нагнетания из-за трещиноватости пород. Впоследствии ученые Международного института прикладного системного анализа в Австрии (IIASA) на основании российских данных разработали свои прогнозные модели, где было показано, что загрязненные радионуклидами подземные воды Горизонта II могут достичь реки Большая Тель через 150-200 лет [19]. Это относится только к несорбируемым и малосорбируемым радионуклидам, таким как тритий, уран, технеций. В 2009 году на Международной конференции в Томске Гуниным В.И. были доложены результаты более современной математической модели распространения отходов в горизонтах полигона и было отмечено, что линза радиоактивных отходов достигает области разгрузки в реку Большой Тель через 100 лет в нижнем горизонте и через 50 лет – в верхнем горизонте [20]. Очевидно, что по мере развития математического моделирования точность прогноза улучшается, и сроки прогнозного достижения фронта жидких радиоактивных отходов открытого водоема сокращаются. Это подтверждается также и опытом моделирования

распространения жидких радиоактивных отходов в подземных горизонтах полигонов США.

Полученные данные свидетельствуют, что за 50-летнюю деятельность на Горно-химическом комбинате были нештатные ситуации, сопровождающиеся выносом техногенных радионуклидов в виде «горячих» частиц и поступлением радиоактивных отходов в экосистему реки Енисей. Трансурановые элементы в пойме реки Енисей, а также деятельность полигона «Северный» ГХК представляют потенциальную опасность для наземной и водной биоты бассейна реки Енисей на многие тысячелетия.

Литература

1. Vakulovsky, S.M., Kryshev, I.I., Nikitin, A.I. et al. Radioactive Contamination of the Yenisei River // *J. Environmental Radioactivity*. 1995. v.29, P. 225-236.
2. Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Марио Бургер, Коваленко В.В. и др. Радиоактивное загрязнение территории Красноярского края в районе размещения Горно-химического комбината // *Радиохимия*, 1999, т. 41, № 5, с.480-486.
3. Болсуновский А.Я., Черкезян В.О., Барсукова К.В., Мясоедов Б.Ф. Исследование высокоактивных проб почвы и горячих частиц поймы реки Енисей // *Радиохимия*. 2000. Т.42, №6. С.560-564.
4. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Болсуновский А.Я., Белолипецкий В.М., Косолапова Л.Г. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. / Новосибирск, Изд-во СО РАН, филиал «Гео». 2004. - 286 с.
5. Болсуновский А.Я., Трапезников А.В. Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения реки Енисей и Обь-Иртышской речной системы / *Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека»*. Томск, Издательство «СТТ», 2009, С. 95-98
6. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. / Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. Москва. МГУ. 2008. 40 с.
7. Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О., Мясоедов Б.Ф. Горячие частицы в Красноярском крае // *Радиохимия*, 1998, т.40, №3, с.271-274.
8. Bolsunovsky, A., and Tcherkezyan, V. Hot particles of the Yenisei River flood plain, Russia // *J. Environmental Radioactivity*. 2001, v.57(3). P. 167-174.
9. Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Мясоедов Б.Ф., Новиков А.П., Соболев А.И. Новые данные по содержанию трансурановых элементов в донных отложениях реки Енисей // *Доклады Академии наук*. 2002. Т. 387, № 2. С. 233-236.
10. Bolsunovsky, A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. // *J. Alloy. Compd*. 2007. v.444-445. P.495-499.
11. Bolsunovsky, A., Ermakov, A., Sobolev, A. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei river floodplain. // *Radiochim. Acta*. 2007. v.95 (9). P.547-552.
12. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River // *Chemistry and Ecology*. 2010. 26 (6), P. 401-409.
13. Dementyev D.V., Bolsunovsky A.Ya. Accumulation of artificial radionuclides by edible wild mushrooms and berries in the forests of the central part of the Krasnoyarskii Krai. // *Radioprotection*, 2009. v. 44 (5), P. 115-120.
14. Bolsunovsky A., E.Muratova, A.Sukovaty, M.Kornilova. The effect of radionuclide and heavy metal contamination of the Yenisei River on cytogenetics of aquatic plant *Elodea canadensis*. // *Radioprotection*, 2009. v.44 (5). P.83-88.
15. Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. М.: ИздАТ, 1994. 256 с.

16. Болсуновский А.Я., Бондарева Л.Г. Новые данные по содержанию трития в одном из притоков реки Енисей // Доклады Академии наук. 2002. Т. 385. № 5. С. 714-717.
17. Bolsunovsky A., Bondareva L. Tritium in surface waters of the Yenisei River basin // J. Environmental Radioactivity. 2003. V.66 (3), p. 285-294.
18. Болсуновский А.Я., Жижаев А.М., Сапрыкин А.И., Дегерменджи А.Г., Рубайло А.И. Первые данные по содержанию урана в воде бассейна реки Енисей в зоне влияния предприятий Росатома // Доклады Академии наук, 2011, Т. 439, № 3, С.383-388.
19. Паркер Ф.Л., Рыбальченко А.И., Величкин В.И. и др. Анализ долговременных последствий глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов на горно-химическом комбинате, Красноярский край: 1. Основной сценарий // Геология рудных месторождений. 1999. Т.41, №6. С.467–484.
20. Гунин В.И. Прогноз миграции жидких радиоактивных отходов при глубинном захоронении на полигоне «Северный». / Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск, Издательство «СТТ», 2009, С. 153-157.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ЭКОСИСТЕМ И ПЛОДОВИТОСТЬ ВОЛКА

А.Я. Бондарев

Центр защиты леса Алтайского края, г. Барнаул

С 1949 по 1990 гг. на Семипалатинском полигоне произведено около 500 ядерных испытаний, в том числе за 1949 - 1962 гг. – 124 наземных, атмосферных и высотных взрывов. После взрывов, радиоактивные вещества неоднократно выпадали на территорию Алтайского края, и все компоненты биоты подвергались радиоактивному воздействию и продолжают испытывать его отдаленное влияние (Якубовская и др., 2000). Обследования некоторых участков земель лесного фонда на выявление загрязнения стронцием - 90 выполнены нами в 2011 г. На юго-западе края в Ракитовском лесничестве и в Тягунском лесничестве на Салаирском кряже в северо-восточной части края обнаружены участки с плотностью загрязнения стронцием - 90 свыше 3 Ки/км², в отдельных растениях также обнаружено повышенное содержания указанного радиоактивного элемента.

У животных значительные концентрации стронция – 90 обнаруживают в костных тканях млекопитающих и птиц, а также в скорлупе птиц, так как он замещает кальций. Среди диких животных наибольшие концентрации радионуклидов накапливает волк (Саевич и др., 2004). Эта особенность обусловлена рационом волка. В процессе питания этот хищник усваивают стронций - 90 и цезий – 137 не только из мягких тканей жертвы, но и из костей, которые сравнительно успешно перевариваются в желудках волка (Мартюшов и др., 1999).

Мы исследовали некоторые органы и ткани алтайских волков на содержание радионуклидов.

Таблица 1. Загрязнение организмов волка цезием и стронцием

Наименование пробы	Показатели, ед. измерения	Результаты измерений (А)
Шкура волка (Угловский р-он)	Активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	3,68±3,54
Шкура волка (Угловский р-он)	Активность ⁹⁰ Sr(У), Бк/кг	0,18±5,37
Мышцы и кости волка (от 5 особей, Угловский р-он)	Активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	12,1±14,8
	Активность ⁹⁰ Sr(У), Бк/кг	0,2±10,9
Мышцы и кости волка (Заринский р-он, Салаир)	Активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	2,35±2,93
	Активность ⁹⁰ Sr(У), Бк/кг	0,0±4,94
Мышцы и кости волка	Активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	0,0±3,58

Наименование пробы	Показатели, ед. измерения	Результаты измерений (А)
(Заринский р-он, Салаир)	Активность $^{90}\text{Sr}(\text{Y})$, Бк/кг	$3,78 \pm 3,23$

У волчат стронций – 90 в значительных количествах накапливается в костной ткани – до 5,2 мг/кг.

Сопоставление наших результатов с аналогичными по волку из зоны длительного радиоактивного загрязнения на Южном Зауралье (Мартюшов и др., 1999) показало, что концентрация стронция – 90 в мышцах уральских волков составляла $0,14 \pm 0,04$, то есть была значительно ниже, чем в Алтайском крае (1,37 в среднем). Однако, мы исследовали усредненные пробы из мышечной ткани с наличием в ней костей. Концентрация стронция – 90 в скелетах уральских волков – $194,0 \pm 51,0$ или в 1385 раз в среднем выше, чем в мышечной ткани. Поэтому более объективно сравнивать результаты анализов содержания стронция – 90 в шкурах алтайских волков и мышцах уральских. При таком сопоставлении достоверных различий не выявлено, возможно, из-за недостаточного количества исследованных проб.

Ранее мы предполагали, что значительное снижение плодовитости волка в последние 17 лет на юго-западе Алтайского края, то есть вблизи Семипалатинского полигона (Угловский, Волчихинский и Михайловский районы), обусловлено, в том числе и отдаленным воздействием на организмы животных радиоактивных изотопов - продуктов полураспада стронция – 90 (Бондарев, 2009). Известно, что они пагубно воздействующих на иммунную и репродуктивную системы животных и человека (Бурлакова и др., 2001). Но по наблюдениям за плодовитостью соболей в Зауралье и в других регионах его обитания установлено, что у уральских соболей в период 1970-1990 гг. плодовитость самок была наивысшей и рекордной для вида, при одновременном процессе интенсификации репродукции и у другого представителя рода – американской куницы из Северной Америки (Монахов, 2011). Поэтому можно считать недостаточно обоснованным наше предположение о снижении плодовитости волка на юго-западе Алтайского края в связи с радиоактивным воздействием на его организмы. Хотя показано, что в биоценозах с повышенным содержанием стронция - 90 у мелких млекопитающих достоверно возростала эмбриональная смертность (Исаев и др., 1999). Вероятно, снижение плодовитости у волка в первую очередь обусловлено другими факторами. В частности, на диких животных в крае действуют комплекс всевозможных экотоксикантов. За 30-ти летний период исследований в организмах волка мы выявили многократное нарастание концентрации изомеров и метаболитов ДДТ – ДДЭ, гексахлорана (Бондарев и др., 1976; Бондарев, 2007), обнаружили тяжелые металлы, а также радионуклиды (Бондарев, 2009,а). Возможно, соболь и американская куница не испытывают подобного многообразного экотоксикологического воздействия, так как обитают в наиболее чистых таежных экосистемах вдали от сельскохозяйственных, загрязненных упомянутыми и другими токсикантами.

Литература

1. Бондарев А.Я., Денисова А.В., Кишинский А.А., Ряженев Н.И. Хлорорганические пестициды в тканях некоторых диких животных / А. Я. Бондарев, А. В. Денисова, А. А. Кишинский, Н. И. Ряженев // Научные основы охраны природы: сб. науч. тр. ЦЛОП МСХ СССР. – М., 1976. – Вып. IV. – С. 110-116.
2. Бондарев А. Я. О возможном влиянии токсикантов на плодовитость и смертность диких животных Западной Сибири / А. Я. Бондарев // Сохранение разнообразия животных и охотничье хозяйство России: материалы III междунар. конф. – М., 2009. – С. 16-18.

3. Бондарев А. Я. Об экотоксикологическом мониторинге фоновых экосистем по плодовитости диких животных на примере волка (*Canis lupus*) / А. Я. Бондарев // Вестн. Алтайского гос. аграр. ун-та. – 2009. – № 7(57). – С. 24-27.
4. Бурлакова Л. М. Экотоксиканты в системе «почвы-растения-животные» (на примере отдельных зон Алтайского края) / Л. М. Бурлакова, О. И. Антонова, Н. Г. Деев, Г. Г. Морковкин и др. – Барнаул: Изд-во АГАУ, 2001. – 236 с.
5. Исаев С.И. Патологии размножения мелких млекопитающих как критерий нарушения состояния экосистем / С.И. Исаев, С.А. Шилова // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – с. 36 – 41.
6. Мартюшов В.З. Экологические последствия длительного радиоактивного загрязнения на южном Урале / В.З. Мартюшов, Д.А. Криволицкий, Е.Г. Смирнов, О.В. Тарасов // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – с. 49 - 72.
7. Монахов В.Г. Репродуктивный потенциал популяций соболя и эффективность его использования / В.Г.Монахов // Состояние среды обитания и фауна охотничьих животных России: материалы V Всерос. науч.-практ. конф. «Состояние среды обитания и фауна охотничьих животных России» (Москва, 17-18 февраля 2011 г.) – М.,2011. – С. 307-324.
8. Саевич К. Ф. Современное состояние охотничьих животных и влияние на него аварии на ЧАЭС / К. Ф. Саевич, А. В. Гулаков // Лесное и охотничье хозяйство. – 2004. – № 4. – С. 32-35.
9. Якубовская Е. Л. Семипалатинский ядерный полигон: вчера, сегодня, завтра: научное издание / Е.Л.Якубовская, В.И. Нагибин, В.П. Суслин. – Новосибирск, 2000. – 127 с.

ТРИТИЙ В ПРЕСНОВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЕ РЕКИ ЕНИСЕЙ

Л.Г. Бондарева

Сибирский федеральный университет, г. Красноярск

Тритий (лат. Tritium), Т (или ^3H), радиоактивный изотоп водорода с массовым числом 3 (отсюда название: от греч. τρίτος — третий). Тритий (^3H) был открыт в 1934 английскими учёными Э.Резерфордом, М. Л. Олифантом и П. Хартеком. В настоящее время в окружающей среде присутствует тритий как естественного, так и искусственного происхождения. Количество ^3H , образованного совокупностью всех природных источников, значительно и пренебрежимо мало по сравнению с количеством техногенного ^3H , поступившего в окружающую среду. Рост количества трития на Земле обусловлен, в основном, проведением ядерных испытаний. При термоядерном взрыве тритий может выделяться в атмосферу либо как первоначально присутствующий компонент водородной бомбы, либо образовываться при ядерных реакциях взрыва. Общее количество глобально введенного трития от проведенных ядерных испытаний составило $\sim 186 \cdot 10^{18}$ Бк. В настоящее время основным источником техногенного трития является атомная промышленность. Общее поступление техногенного трития в окружающую среду от объектов ЯТЦ составляет $\sim 0.4 \cdot 10^{18}$ Бк. В настоящее время внимание к определению содержания трития в природных водах не ослабевает в связи с тем, что в окружающую среду поступает значительное количество трития при мирном использовании ядерной энергии. ^3H отнесен к долгоживущим нуклидам и способен загрязнять биосферу не только локально (в районе непосредственного размещения источника), но также в региональном и глобальном масштабе.

На правом берегу р. Енисей расположен Горно-химический комбинат ГК Росатом (г. Железногорск). В результате деятельности этого предприятия в окружающую среду были выброшены значительные количества техногенных радионуклидов, в том числе и трития. Содержания техногенных радионуклидов настолько велики, что в настоящее время они включились в круговорот веществ в частности в экосистеме р. Енисей.

В течение 2000-2011 г. проводился мониторинг содержания трития в пойме р. Енисей, на участке реки от г. Красноярск до г. Игарка (1760 км ниже по течению). Из полученных данных сделано заключение, что общее содержание трития в воде р. Енисей, практически на всем участке не превышает допустимых фоновых значений для исследуемого региона и находится в интервале от 4 до 6 Бк/л. Вынос трития в Карское море соответствует глобальным значениям по содержанию трития в водных источниках Северного полушария. Однако в ближней зоне влияния ГХК и в одном из правобережных притоков р. Енисей, р. Большая Тель, содержание тритий существенно превышает фоновые значения и достигает 200 и 68 Бк/л для р. Енисей и р. Большая Тель соответственно. Это свидетельствует о том, что тритий поступает в поверхностные водоемы в результате деятельности ГХК.

При изучении взаимодействия трития с донными отложениями и пойменными почвами на всем исследуемом участке р. Енисей (от г. Красноярск до п. Стрелка) обнаружено, что содержание трития не превышает ~4 Бк/кг. Это содержание отнесено к фоновым значениям для изучаемого района и происхождения, которого связано с общими глобальными выпадениями трития. Однако, при анализе проб поровой воды донных отложений и пойменных почв в р. Большая Тель обнаружено содержание трития, превышающее фоновые значения (до 23 Бк/кг), и наличие радионуклида ^{14}C (до ~ 6 Бк/кг).

Проведенные эксперименты по удерживанию трития грунтами различного происхождения показали, что тритий незначительно удерживается геологическими породами, причем уровень удержания зависит от содержания органического вещества и глинистых минералов, с которыми тритий образует необменные формы.

Исследовано значительное число биологических организмов (водные и воздушно-водные растения, некоторые виды промысловых рыб), в которых определялось содержание общего трития и вклад трития в виде органически связанных соединений (ОСТ).

Из полученных данных по водным и воздушно-водным растениям следует, что содержание трития в выделенной воде сырой массы растений для фонового района реки Енисей (выше по течению от сбросов ГХК) варьирует от 4 до 7 Бк/л, что обусловлено, прежде всего, физиологическими особенностями исследуемых видов растений и, следовательно, содержанием поровой воды. Для района с. Атаманово (вблизи сброса реакторной воды ГХК) содержание трития в растениях и водорослях достигает значений в несколько десятков раз превышающее фоновые значения и достигает 51 Бк/кг сырого веса. Определение вклада трития в виде ОСТ показало, что до 15 % общего трития может находиться в виде ОСТ, который трансформируется из НТО в результате фотосинтеза живых организмов.

В таблице 1 приведены данные по содержанию трития в некоторых видах промысловых рыб.

Таблица. 1. Содержание трития в филе рыб - отбор 2010, 2011 г., Бк/кг сырого веса, (расстояние от г. Красноярска, км)

Район отбора	хариус сибирский		сиг		стерлядь
	2010	2011	2010	2011	2011
с. Есаулово (46)	12±2	14±3	15±3	13±4	н.о.
с. Атаманово (87)	14±1	11±2	14±2	н.о.	н.о.
г. Игарка (1760)	н.о.	13±4	н.о.	12±4	15±3

По полученным результатам было сделано заключение, что содержание трития в филе рыб не зависит от вида, класса, также как и от района вылова особей. Поступает в организм рыб посредством пищи (потребление гидробионтов, содержащих тритий) и через воду.

Проводился анализ поступления трития в виде аэрозолей, проводились исследования снегового покрова, листового опада и сосновой хвои, отобранных на различном удалении от ГХК. Максимальные значения содержания трития (~ 15 Бк/ m^2 для листового и хвойного опадов и ~ 15000 Бк/ m^3 для снега), обнаруженные на исследуемых территориях, не являются аномальными и находятся в пределах имеющихся данных по содержанию трития в атмосфере. Таким образом, тритий, переносимый в виде аэрозолей воздушными потоками, незначительно влияет на общее загрязнение исследуемых территорий радиоактивными веществами. Поэтому, вклад переноса трития в виде аэрозолей может не учитываться.

В результате выполнения работы было показано следующее. Тритий, поступая в водные источники, подвергается процессам накопления, как отдельными компонентами экосистемы, так и по трофическим цепочкам; трансформации с образованием необменных форм; испарения, поступая в общий воздушный поток и выпадая на поверхность земли в виде атмосферных осадков.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке Гос.контракта Министерства образования и науки РФ № 16.512.11.2131.

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКАХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

*К. Д. Ганжа, В. Г. Кленус, Д. И. Гудков
Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев*

Двустворчатые моллюски играют важную роль в процессах перераспределения и биоаккумуляции техногенных, долгоживущих радионуклидов в пресноводных экосистемах, а также относятся к видам-индикаторам радионуклидного загрязнения водоемов. Двустворчатым моллюскам свойственна значительная биомасса среди представителей водной фауны, а поскольку они относятся к фильтраторам по способу питания, это во многом способствует очищению воды от коллоидов и взвесей, на поверхности которых концентрируются значительные количества радионуклидов [1]. Это обуславливает необходимость исследований накопления радионуклидов и их физико-химических форм двустворчатыми моллюсками, а также выявление сезонных различий их распределения в раковинах и мягких тканях моллюсков.

Основной целью данной работы было выполнить количественный анализ физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в раковинах и мягких тканях моллюсков *Dreissena polymorpha*.

Материал и методы исследований.

Для исследований отбирали двустворчатых моллюсков *Dreissena polymorpha* в водоеме-охладителе Чернобыльской зоны отчуждения в период 2008–2010 гг. Распределение физико-химических форм в тканях двустворчатых моллюсков анализировали методами последовательной экстракции радионуклидов.

Экстракцию радионуклидов из раковин проводили в следующей последовательности:

- водорастворимая форма – экстракция раствором $\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$;
- обменная форма – экстракция раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$;
- кислоторастворимая форма – экстракция раствором HCl (0,1 М);
- форма связанная с органическим веществом – экстракция раствором 35% $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$;
- минеральный остаток – разложение остатка концентрированной HCl .

Экстракцию из мягких тканей проводили в следующей последовательности:

- обменная форма – экстракция $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (1M);
- внутриклеточная – экстракция раствором H_2SO_4 (1 M);
- органическое вещество биомассы – экстракция раствором 35% $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$;
- минеральный остаток – разложение остатка концентрированной HCl .

Активность ^{137}Cs определяли на гамма-спектрометре SBS-30, ^{90}Sr – радиохимически на установке малого фона УМФ-2000 [2].

Результаты исследований.

Было проведено сравнение различий распределения физико-химических форм радионуклидов в раковинах дрейссены, отобранных в мае и октябре 2008 г., а также в мае 2010 г. (рис. 1, 3, 5). В распределении водорастворимой и обменной формы ^{90}Sr не было найдено достоверных различий, которые колебались в пределах 1–5%. Существенно различалось содержание ^{90}Sr в кислоторастворимой и органической фракциях. В весенний период содержание радионуклида в органической форме почти в 2 раза было выше по сравнению с осенним периодом, а в кислоторастворимой – наоборот такое преобладание зафиксировано в осенний период года. В минеральном остатке наблюдали практически одинаковое содержание ^{90}Sr для двух исследуемых сезонов, с разницей не более 1,5%.

Такое распределение форм ^{90}Sr могло быть обусловлено более высокой интенсивностью метаболических процессов в весенний, по сравнению с осенним периодом, что также могло быть связано с подготовкой моллюсков к процессу размножения. Увеличение содержания ^{90}Sr в минеральном остатке в осенний период можно объяснить активным запасанием моллюсками питательных веществ при подготовке к зимнему периоду [3, 4].

Сравнение количественного содержания физико-химических форм ^{90}Sr в весенний период 2008 и 2010 гг. показало стабильность распределения радионуклида в водорастворимой и обменной формах (рис. 1, 5). В кислоторастворимой и минеральной формах, а также минеральном остатке отмечены различия в два и более раз. Содержание в этих фракциях радионуклидов предположительно могло варьировать в зависимости от интенсивности питания, особенностей метаболизма и природных условий в различные периоды.

Сравнение распределения физико-химических форм ^{137}Cs в раковинах дрейссены полиморфы показало, что в водорастворимой и обменной формах содержание радионуклида было минимальным и не превышало 2% (рис. 1, 3, 5). Содержание кислоторастворимой формы в мае было в четыре раза выше по сравнению с октябрём. В органической форме содержание ^{137}Cs в октябре почти в три раза превосходило накопление радионуклида в мае. В минеральном остатке содержание ^{137}Cs было одинаково велико для обоих исследуемых сезонов.

Сравнение накопления физико-химических форм ^{137}Cs в весенний период показало рост содержания радионуклида в водорастворимой фракции в 4,5 раза в 2010 г. (рис. 5). В кислоторастворимой форме количество ^{137}Cs почти в 3 раза превосходило аналогичные показатели для 2008 г., а в органической форме – наоборот преобладание отмечено для 2010 г. В минеральном остатке содержание ^{137}Cs в 2008 г. почти в 2 раза было выше по сравнению с 2010 г.

Выполнен анализ распределения физико-химических форм радионуклидов в мягких тканях дрейссены, а также сезонных различий на протяжении периода исследований (рис. 2, 4, 6). Были проанализированы мягкие ткани моллюсков, отобранных в мае и октябре 2008 г. В весенний период содержание ^{90}Sr в обменной форме преобладало в 2,5 раза содержание радионуклида по сравнению с осенним периодом. В водорастворимой фракции преобладание радионуклида в 1,6 раза отмечено в осенний период. Во внутриклеточной форме было отмечено практически одинаково содержание ^{90}Sr для обоих исследованных сезонов, с различием, не превышающим 1,2%. Осенью

содержание ^{90}Sr в минеральном остатке почти в 9 раз превышало содержание радионуклида в сравнении с весенним периодом.

Описанное распределение форм ^{90}Sr может быть обусловлено интенсивным накоплением в организме моллюсков в осенний период химического аналога радионуклида – кальция, являющегося активным метаболитом. Существенное увеличение содержания ^{90}Sr в минеральном остатке можно объяснить активным запасанием и концентрированием радионуклида для укрепления раковины и обеспечения ее жизнедеятельности в зимний период [5].

Накопления физико-химических форм ^{90}Sr на протяжении весеннего периода 2008 и 2010 гг. показало определенную стабильность распределения радионуклида во всех исследуемых формах, с различием не более 2%. Такое распределение подтверждает устойчивое накопление ^{90}Sr в весенний период, которое, очевидно, продолжается на протяжении последующих сезонов.

Сравнение сезонного распределения физико-химических форм ^{137}Cs в мягких тканях моллюсков показало, что различия в содержании радионуклида во всех формах не превышает 2%. В весенний период ^{137}Cs преобладает в органической форме и минеральном остатке. Осенью преобладание зафиксировано для обменной и внутриклеточной форм. Различие в накоплении физико-химических форм ^{137}Cs в весенние периоды 2008 и 2010 гг., также не превысило 2%.

Обсуждение результатов исследований.

Исследование распределения радионуклидов в раковинах дрейссены в мае 2008 г. показало неравномерное распределение физико-химических форм радионуклидов (рис. 1). Для ^{90}Sr характерно незначительное накопление в водорастворимой и обменной формах (1 и 4%, соответственно). В кислоторастворимой форме содержание радионуклида несколько возрастало – до 10%. Максимальное накопление ^{90}Sr наблюдали в органической форме – 54%. Минеральный остаток составил 31%. Содержание ^{137}Cs в водорастворимой и обменной форме было незначительным (1 и 2% соответственно). В кислоторастворимой форме находится 34% радионуклида и существенно меньшее количество в органической форме – 15%. В минеральном остатке наблюдали максимальное количество ^{137}Cs – до 48%.

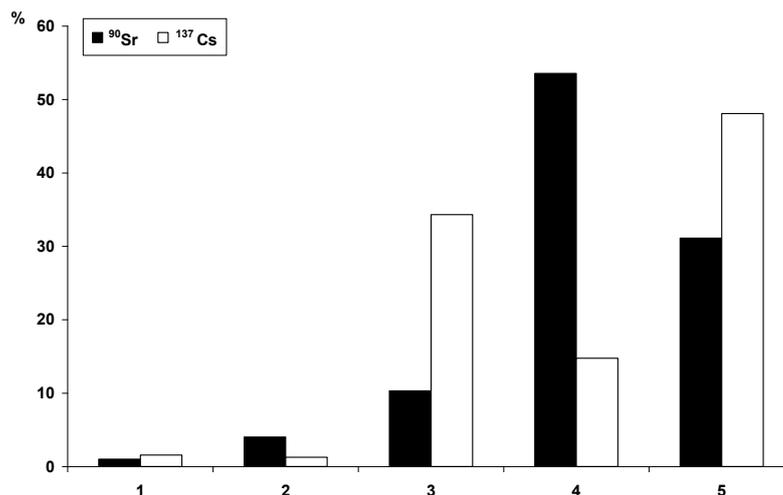


Рис. 1. Распределение физико-химических форм радионуклидов в раковинах *Dreissena polymorpha* (май 2008 г.): 1 – водорастворимая; 2 – обменная; 3 – кислоторастворимая; 4 – органическая; 5 – минеральный остаток*.

Анализ форм радионуклидов в мягких тканях моллюсков показал, что в обменной форме находится 20% ^{90}Sr , во внутриклеточной форме – максимальное количество

радионуклида – до 49%, а в органической форме – 28% (рис. 2). Минимальное количество ^{90}Sr зарегистрировано в минеральном остатке – 3%. В обменной форме находится минимальная доля ^{137}Cs – 13%. Во внутриклеточной форме доля радионуклида составляет 21%. Основное количество ^{137}Cs сосредоточено в органической форме и в виде минерального остатка, соответственно, 32 и 33%.

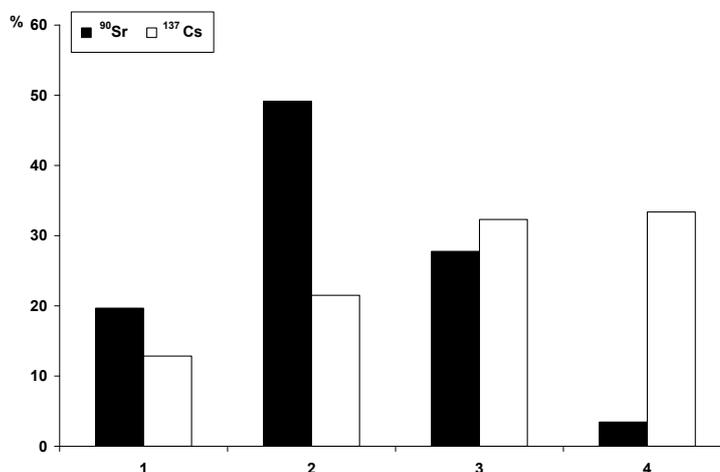


Рис. 2. Распределение физико-химических форм радионуклидов в мягких тканях *Dreissena polymorpha* (май 2008 г.):

1 – обменная; 2 – внутриклеточная; 3 – органическая; 4 – минеральный остаток **.

Исследование физико-химических форм радионуклидов в раковинах дрейссены в октябре 2008 г. показало, что радионуклиды распределились по мере увеличения от 1 до 5 формы (рис. 3). Так, в обменной форме находится 6% ^{90}Sr , а в кислоторастворимой количество радионуклида составило 17%. Основная часть ^{90}Sr оказалась сосредоточена в органической форме и минеральном остатке, соответственно, 31 и 45%. Незначительное количество ^{137}Cs находилось в обменной и кислоторастворимой формах – 3 и 8%, соответственно. Основная доля радионуклида распределилась между органической формой и минеральным остатком, соответственно, 43 и 45%.

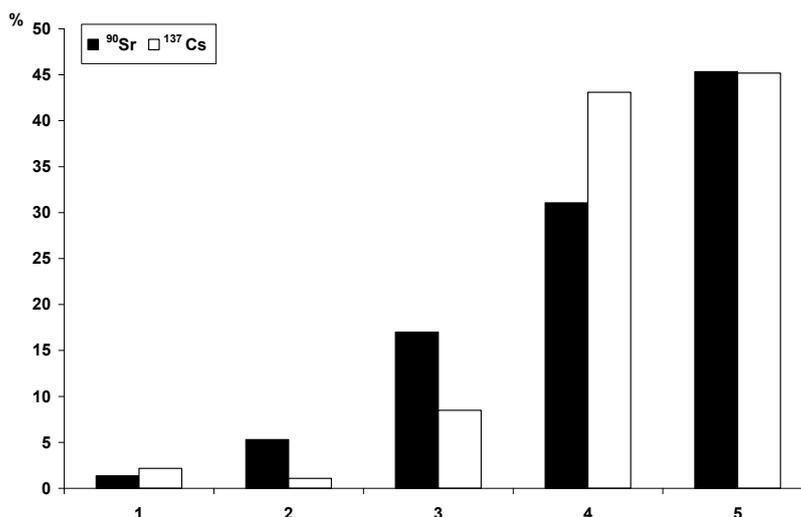


Рис. 3. Распределение физико-химических форм радионуклидов в раковинах *Dreissena polymorpha* (октябрь 2008 г.)*.

Анализ форм радионуклидов в мягких тканях моллюсков показал, что в обменной форме находится основная доля ^{90}Sr – 32%, во внутриклеточной форме – 19%, а в

органической форме и минеральном остатке наблюдали примерно одинаковое количество радионуклида – 23 и 26%, соответственно (рис. 4). В обменной форме доля ^{137}Cs составляла 22%. Во внутриклеточной форме находится максимальная доля радионуклида – 45%. Для органической формы и минерального остатка доля ^{137}Cs составляла 14 и 19%.

Исследование распределения радионуклидов в раковинах дрейссены в мае 2010 г. (рис. 5) показало незначительную долю радионуклидов в водорастворимой и обменной формах (^{137}Cs – 9 и 2%, ^{90}Sr – 1 и 2%, соответственно). Подавляющая доля радионуклидов сосредоточена в органической форме, минеральном остатке и кислоторастворимой форме (^{90}Sr – 38, 39, 21%, ^{137}Cs – 43, 27, 18%, соответственно).

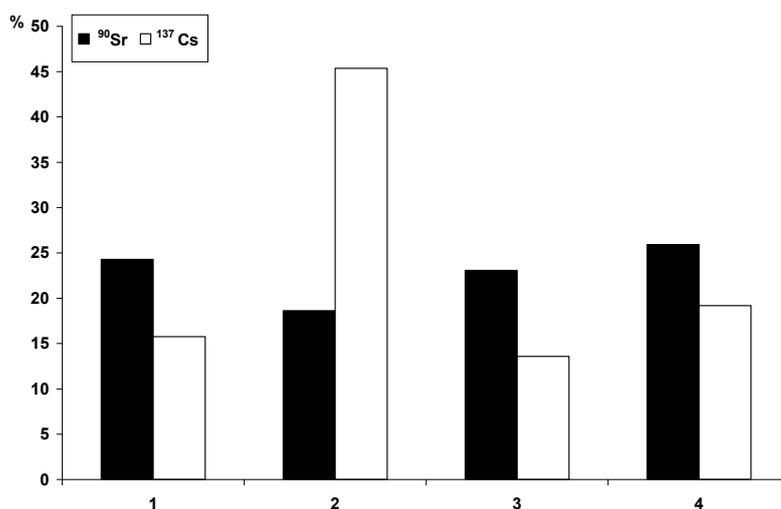


Рис. 4. Распределение физико-химических форм радионуклидов в мягких тканях *Dreissena polymorpha* (октябрь 2008 г.)**.

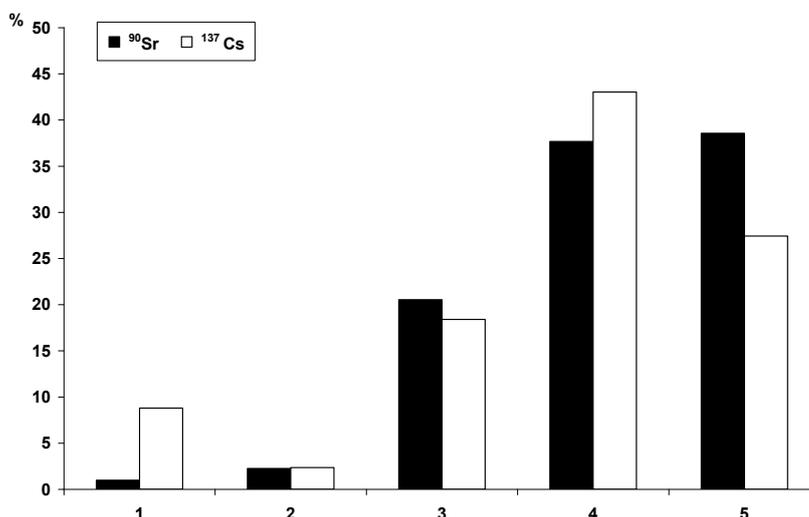


Рис. 5. Распределение физико-химических форм радионуклидов в раковинах *Dreissena polymorpha* (май 2010 г.)*.

Результаты анализа мягких тканей свидетельствуют о существенном преобладании ^{137}Cs в форме связанной с органическим веществом – 47% (рис. 6). Большая часть ^{90}Sr зарегистрирована во внутриклеточной форме – 54%.

Анализ полученных данных показал, что основная доля физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в организме двустворчатого моллюска *Dreissena polymorpha* в водоеме-

охладителе Чернобыльской АЭС находится в органической форме и минеральном остатке. Преобладание радионуклидов в названных формах связано с тем, что раковины двустворчатых моллюсков состоят из двух слоев – наружного органического слоя – периостракума и основной части, которая образована CaCO_3 с небольшим содержанием органических веществ. Минеральная и органическая часть раковины образуется в экстрапалиальной жидкости, которая находится между мантией моллюска и его раковиной. На внутренней поверхности раковины образуется органическая матрица, которая является комплексом органических веществ. Высокое содержание ^{90}Sr можно объяснить, тем, что данный элемент входит в состав неорганической фазы раковины, в отличие от ^{137}Cs . Также, ^{90}Sr способен изоморфно замещать кальций в кристаллической решетке карбоната. Различное процентное содержание радионуклидов, в исследуемые периоды, можно объяснить сезонными колебаниями условий среды, которые могут вызвать минералогические и структурные изменения раковин моллюсков. Обнаруженный ^{137}Cs в раковинах, очевидно, может быть связан с органической частью раковины двустворчатых моллюсков. Поскольку изучаемые радионуклиды являются лиофильными элементами, их основная доля сосредоточена в органической форме и минеральном остатке.

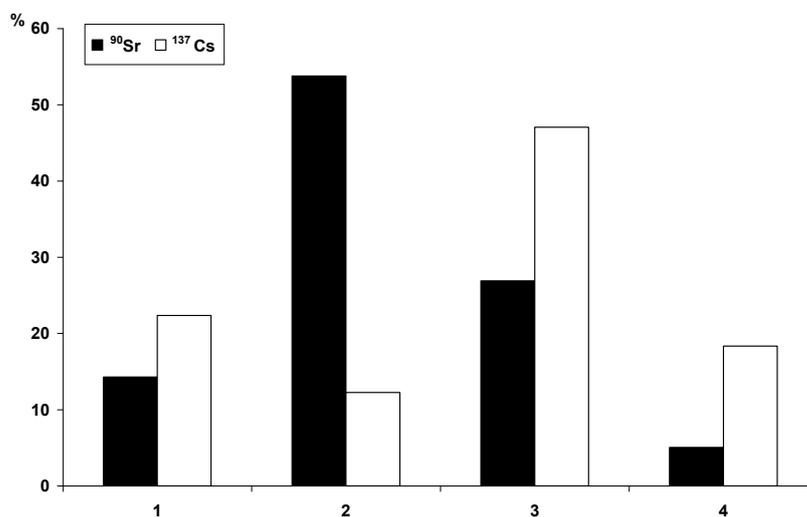


Рис. 6. Распределение физико-химических форм радионуклидов в мягких тканях *Dreissena polymorpha* (май 2010 г.)**

Литература

1. Паньков И.В. Накопление долгоживущих радионуклидов моллюсками рода *Dreissena* в условиях днепровских водохранилищ / Паньков И.В. // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, №2. – С. 93 – 98.
2. Активность бета-излучающих радионуклидов в счетных образцах. Методика проведения измерений с использованием сцинтилляционных спектрометров и программного обеспечения АК-1 / В. В. Бабенко, О. С. Казимиров, О. Ф. Рудик. Утверждено: ген. директор ГНПП “Метрология” Г. С. Сидоренко, Главный государственный сан. доктор Украины Л. С. Некрасова, ген. директор НПП “Атом Комплекс Прилад” О. С. Казимиров. — НПП “Атом Комплекс Прилад”, 1998. — 27 с. (на укр.)
3. Особенности метаболизма черноморской мидии (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) из различных биотопов карадагского заповедника / [Трусевич В. В, Столбов А. Я.,

Вялова О. Ю. и др.] // Морський екологічний журнал. № 1, Т. III. – Севастополь. 2004. С. 86 – 79.

4. Флейшман Д. Г. Щелочные элементы и их радиоактивные изотопы в водных экосистемах. / Флейшман Д. Г. – Л.: Наука, 1982. – 160 с.

5. Золотарев В. Н. Склерохронология морских двустворчатых моллюсков / Золотарев В.Н. // Отв. ред. Зайцев Ю.П.; АН УССР. Ин-т биологии юж. морей им. А.О.Ковалевского. - Киев: Наук, думка, 1989. - 112 с.

ФОРМИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ КОМПЕТЕНЦИИ СТУДЕНТОВ ТЕХНИЧЕСКОГО ВУЗА В УСЛОВИЯХ ГЛОБАЛИЗАЦИИ

*В.И. Гладковский , В.Я. Хуснутдинова , А.А. Протасевич
БрГТУ, г. Брест*

Глобализация всех сфер жизни общества требует от учреждения образования соответствующего уровня качества. Осознанная мотивация деятельности студента в учебном процессе является одним из факторов повышения планки профессиональной подготовки. Отличительной особенностью специалиста-профессионала в наше время следует считать наличие интеллекта, под которым здесь понимается умение добиваться своей цели, приспосабливаться к обстоятельствам, гибко оперировать приобретёнными знаниями в постоянно меняющихся условиях. Интеллектуальное мышление у многих начинается с проявления интеллектуальных эмоций: удивления, интереса, увлечения и т.п. В любом случае процесс творчества требует внимания, энтузиазма, а не механического применения принципа заучивания. В результате перевода знаний в убеждения появляется сначала вера в свои силы, а затем – и энтузиазм [1, с.10].

Убеждение является основным элементом процесса воспитания личности, но убеждают поступки, а не слова. Знание, воспринимаемое студентом, как свое собственное, личностное, превращается в убеждение. Нет иного способа доказать или проявить свои убеждения, кроме реальной деятельности в конкретной ситуации.

Студента нельзя обучить экологической компетентности без его непосредственного участия в проблемах экологии, в результате чего учебная деятельность сама становится предметом усвоения. Такой процесс предполагает достаточную степень самосознания, рефлексивности, самодисциплины, целеустремленности и креативности студента. Однако анонимное анкетирование студентов показывает, что ценностный статус знаний у современной молодёжи невысок [2, с. 8]. К сожалению, условия централизованного тестирования позволяют поступать в ВУЗ практически без конкурса, что кардинально меняет подход ко всем видам занятий. Зачастую со стороны некоторой категории студентов приходится наблюдать равнодушие, нежелание прилагать малейших усилий, хотя многие из них пользуются личным компьютером либо ноутбуком. Однако компьютерные технологии в основном служат для них средством развлечения: игры, музыка, фильмы, виртуальные контакты. По выражению самих студентов, им нужны зрелища, а не обычные лекции. Всё это заставляет переходить к новым формам и методам образования, обеспечивающим индивидуализацию и в итоге самоорганизацию всех студентов в группах.

Стратегической целью современной лекции служит стимуляция обучаемых к самостоятельному освоению знаний, развивающая их познавательный интерес, при этом студент является таким же действующим лицом, как и преподаватель. Например, при чтении вводной лекции по радиационной безопасности на строительном факультете специальности «Архитектура» (в программе курс физики отсутствует), показывается компьютерная презентация «Мой радиоактивный сад». Из неё видно, как попадает радиация в почву, по каким цепочкам радионуклиды поступают в организм человека,

какие из радионуклидов наиболее опасны и где они накапливаются, как обнаружить радиацию. Рассмотрены поведение радионуклидов в почве и методы очистки и защиты земли от радиации. Задаются вопросы: «Что вы знаете о «Гамма-садах», растениях-гипераккумуляторах, концентраторах, фитомелиорантах, радиоксенобиотиках?»; «Какие дозиметры и радиометры вам известны?» Поскольку на вкус и цвет товарищей нет, студентам предлагается готовить самим для себя зрелищные компьютерные презентации по этим и другим темам: кто в виде мультфильма для своих будущих детей, кто с юмором для родителей, работающих на даче... Можно составить алфавит по выбранной тематике, объединяться парами или в микрогруппы (статические либо динамические). Студенты, создавшие наиболее удачные презентации, выступают на лекциях и получают бонусы. Каждый студент считает свою презентацию лучшей, ведь он осознанно усвоил научную информацию, осмыслил эту теорию через её применение и наглядно её реализовал на основе своего индивидуального жизненного опыта.

Преподаватель должен направить и корректировать образовательную деятельность студентов, научить их механизму анализа и поиска решений проблем, помочь в критическом осмыслении и восприятии новых фактов, а значит, быть надежным партнёром в творческом учебном процессе.

Самоорганизация студентов в микрогруппы объединяет знания и навыки, позволяет учиться друг у друга, взаимно поддерживать и в итоге приобретать опыт социального взаимодействия в творческом коллективе. Студенты учатся следовать принципам сотрудничества и организации труда с учетом потребностей и возможностей каждого.

Запланированных лекций не достаточно для показа данных презентаций и студенты сами выискивают свободное время, чтобы выступить.

Одной из ключевых является компетенция, направленная на непрерывное образование через творческий поиск. Жесткие авторитарные педагогические меры способствуют появлению у студентов беспокойства и вызывают нежелание учиться. В то же время молодежи нравится игра. Например, студенты с удовольствием выполняют лабораторные работы по радиационной безопасности в том случае, если преподаватель предлагает: «Кто хочет сегодня работать в таможне?» (лабораторная работа Р-5 «Измерение удельной активности продуктов питания»); «Кто хочет работать на мясокомбинате?» (Р-3 «Определение удельной активности калийных удобрений»); «Кто хочет быть директором строительной фирмы?» (Р-4 «Определение защитных свойств различных материалов») и т.д. Рефлексия в таком случае естественно вплетается в игровой процесс в качестве обязательного элемента. Игра до тех пор игра, пока в ней сохраняется возможность встречи с новым, неизвестным [3, с.89]. Но игра – не пустая забава. Человек, играя в новые игры, создает иной, особый мир, который, в конечном счёте, изменяет действительность.

Вовлечение студентов в создание компьютерных презентаций и деловых игр по определённым темам отвечает их индивидуальным особенностям восприятия и усвоения. Организация такого процесса обучения снимает ограничения во времени усвоения материала для малоспособных студентов, приводит к сдвигам в их интеллектуальном развитии и формирует опыт творческой деятельности. Основная задача преподавателя – выявить проблемную ситуацию в таком виде, чтобы вызвать интерес к учёбе, т.е. направить их на развитие творческого мышления и познавательной активности.

Эффективность лекции возрастает при использовании различных компьютерных мультимедиа продуктов, в которых содержатся видеофрагменты различных явлений, процессов, материалов. Обучение студентов оформлению презентаций с учётом Web-дизайна и с использованием новейших технологий векторной анимации «Flash», повышает эффективность обучения, помогает организовать структурно правильную и выразительную компьютерную презентацию или деловую игру.

Окрыленные успехом студенты стремятся заработать больше бонусов и приступают к дальнейшей самостоятельной работе, значит, фактически трудятся над созданием электронного учебника. Дифференцированный зачёт по радиационной безопасности показал, что студенты очень хорошо усвоили программный материал. Средний балл по потоку выше оценки «6».

Командная работа студентов по созданию компьютерных презентаций, их открытая защита позволяют проявиться синергетическому эффекту от объединения групповых усилий, знаний и принятия совместных решений, т. е. достижения «состояния, при котором целое больше, чем сумма его составных частей», от чего выигрывают все студенты. Такая кооперация в работе микрогруппы значительно эффективнее, чем конкуренция или односторонний монолог.

Резюме

На примере студентов строительного факультета, изучающих радиационную безопасность, показан процесс вовлечения в творческую работу и формирования внутренней мотивации, появления психологической и практической готовности к достижению более качественных результатов в учебе.

Литература

1. Божович Л. И. «Проблемы формирования личности» - М.: институт практической психологии; Воронеж НПО «МОДЭК» 1997 – 352с.
2. Павловский Б. В чем счастье? / Б. Павловский // Вечерний Брест. – 2011. – 9 дек. – с.8.
3. Жук О. Л. Педагогические основы самостоятельной работы студентов: Пособие для преподавателей и студентов. – Мн.: РИВШ, 2005. -112с.

К ВОПРОСУ ОБ ОЦЕНКЕ ВЛИЯНИЯ ФАКТОРОВ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ НА НАКОПЛЕНИЕ РАСТЕНИЯМИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

*Е. А. Гончаров, М. А. Жирова
ФГБОУ ВПО МарГТУ, г. Йошкар-Ола*

В определении накопительной способности и биоиндикационной ценности растений существует ряд проблем:

- у видов с относительно широкой экологической пластичностью коэффициент накопления (КН) меняется в различных почвенно-экологических условиях;
- накопительная способность существенно зависит от климатических особенностей года;
- в течение сезона содержание радионуклидов в растениях одного и того же вида непостоянно, увеличиваясь от весны к осени, что осложняет выявление индикаторов и сопоставление результатов разных авторов;
- неопределенность в оценку также вносит внутривидовая изменчивость.

С целью изучения влияния факторов внешней среды на накопление растениями радионуклидов была разработана следующая методика.

1. Подготовка субстрата. Для эксперимента была отобрана дерново-слабоподзолистая песчаная почва с территории радиоактивного загрязнения (Чаадаевское лесничество Пензенской области). Выбор данной почвы для эксперимента обусловлен тем, что она имеет свойства наиболее «благоприятные» для подвижности радионуклидов в системе «почва-растение»: низкое содержание глинистых и илестых частиц, органического вещества, элементов питания и низкую кислотность.

Предварительно проводилось выравнивание почвенных свойств и аналитические работы по определению агрохимических свойств и гранулометрического состава исследуемой почвы, определение общей влагоемкости почвы [1], анализ радионуклидного состава спектрометрическим методом [2-5] (таблица 1).

2. Закладка вегетационного опыта. В лабораторных условиях с контролируемым световым и термическим режимом был заложен почвенный вегетационный опыт по изучению влияния увлажнения (% от общей влагоемкости почвы) на накопление радионуклидов в растениях [6]. Выбор данного фактора обусловлен тем, что в почвах различных ландшафтов интенсивность миграции неодинакова, т.к. на распределение радионуклидов в почвенном профиле большое влияние оказывает гидрологический режим почвы [5, 7, 8].

Таблица 1. Характеристика свойств дерново-слабоподзолистой песчаной почвы

Показатель	Значение
Гранулометрический состав, содержание фракции , % <0,01 мм	4,5
Гигроскопическая влажность, %	0,3
Общая влагоемкость почвы, % от абсолютно сухой массы почвы	29,5
pH _{солев}	3,9
Гидролитическая кислотность, мг-экв/100 г почвы	3,6
Гумус, %	1,0
Сумма обменных оснований, мг-экв/100 г почвы	1,2
Обменный Ca ²⁺	1,11
P ₂ O ₅ , мг/100 г	4,7
K ₂ O, мг/100 г	9,1
Удельная активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	163,0±9,1
в т.ч. водорастворимая форма ¹³⁷ Cs, Бк/кг	25,70±9,53
ионообменная форма	30,70±10,11
Удельная активность ⁹⁰ Sr, Бк/кг	4,2±0,9

Для закладки опыта проводилась подготовка пластиковых ёмкостей (устройство дренажа и полива), набивка ёмкостей почвой и их взвешивание. В емкости высаживались растения. Для того чтобы устранить влияние внутривидовой изменчивости на результаты эксперимента в качестве посадочного материала были использованы клонированные растения сенполии (рисунок 1).

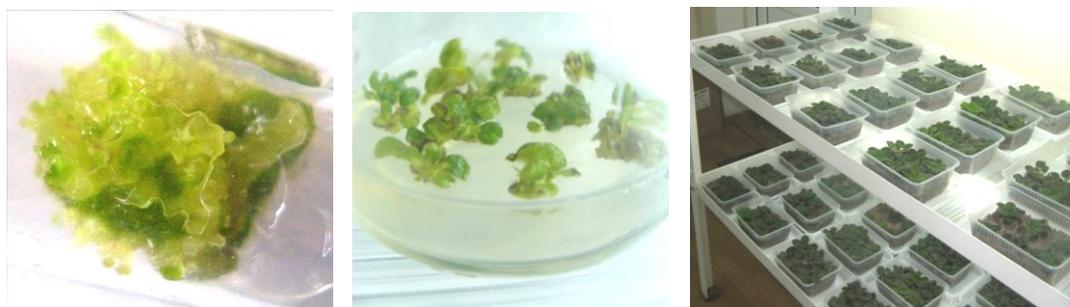


Рис. 1. Получение посадочного материала и ход эксперимента

Использовалась следующая схема опыта. Повторность 3-х кратная. Различное увлажнение почвы задавалось в % от общей влагоемкости. Общая влагоемкость для испытуемой дерново-слабоподзолистой песчаной почвы составила 29,5%. Увлажнение

задавалось на 50, 60, 70, 80 и 90 % уровне. В каждую повторность высаживалось по 12 растений сенполии, которые помещались в микропарнички для адаптации. Полив проводился ежедневно по массе вегетационного сосуда – для поддержания заданной влажности. Длительность опыта – 4 месяца.

3. Снятие эксперимента: определение биометрических, морфометрических показателей растений; пробоподготовка и гамма-спектрометрический анализ растительных образцов.

Оценку поглощения радионуклидов растениями проводили по разности содержания радионуклидов ^{137}Cs в начальном субстрате и в субстрате после эксперимента (с учетом влажности почвы и биомассы растений). Для сопоставления результатов рассчитывался коэффициент накопления КН:

$$\text{КН} = A_{\text{у раст}} / A_{\text{у почв}},$$

где $A_{\text{у раст}}$ – удельная активность радионуклидов в растениях, Бк/кг;

$A_{\text{у почв}}$ - удельная активность радионуклидов в почве, Бк/кг.

Результаты измерений приведены в таблице 2.

Оптимальным уровнем увлажнения для культивирования сенполии по данным эксперимента для песчаной почвы является уровень 80% от общей влагоемкости почвы, при котором наблюдается максимальная продуктивность растений (надземная и корневая фитомасса). С повышением увлажнения снижается интенсивность накопления радионуклидов растениями (в 2-2,4 раза), что в первую очередь связано с эффектом «биологического разбавления» за счет повышения продуктивности (усиления синтеза органического вещества) и содержания воды в тканях растений. При значениях увлажнения близких к экологическому оптимуму интенсивность накопления ^{137}Cs растениями существенно не меняется (рисунок 2).

Таблица 2. Результаты эксперимента по изучению влияния увлажнения на накопительную способность растений

Уровень влажности	Содержание ^{137}Cs в почве				Биомасса растений, г	КН
	до опыта		после опыта			
	А, Бк	Δ, Бк	А, Бк	Δ, Бк		
50%	194,0	9,7	167,0	7,7	15,8	12,4
60%	200,9	10,0	169,0	7,9	26,7	8,8
70%	208,2	10,3	184,1	7,9	30,6	5,1
80%	199,6	9,9	168,9	7,0	36,3	6,0
90%	197,9	9,9	172,1	7,0	33,1	5,4
			НСР ₀₅		3,7	2,2

Таким образом, на основании результатов эксперимента разработана методика по оценке влияния увлажнения на интенсивность накопления радионуклидов растениями в условиях лабораторного опыта.

Данная методика может быть реализована для оценки влияния внешних экологических факторов на накопительную способность сельскохозяйственных и хозяйственно ценных лесных видов растений в отношении техногенных радионуклидов.

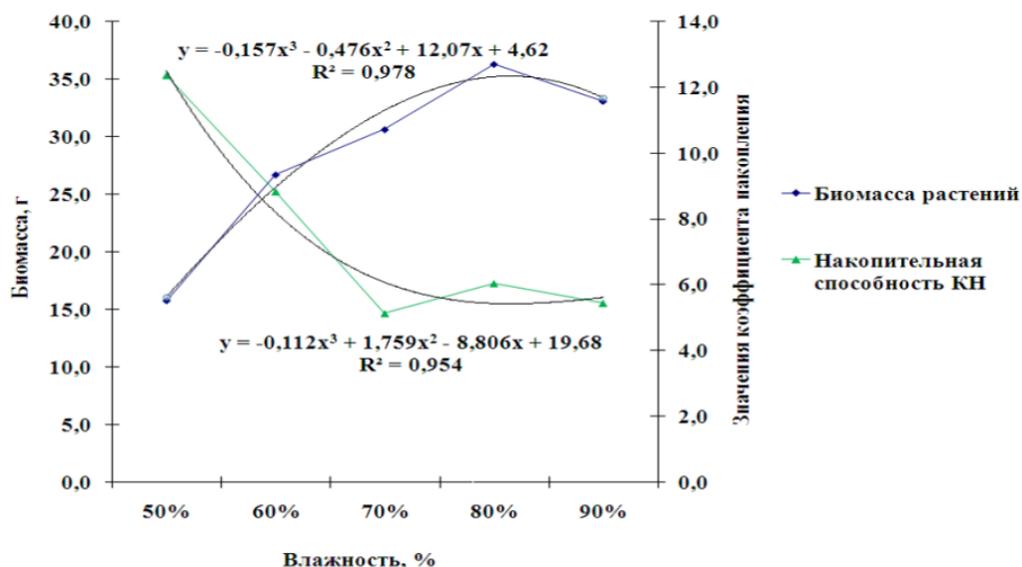


Рис. 2. Влияние увлажнения почвы на биомассу и накопительную способность растений

Литература

1. Вадюнина, А.Д. Методы исследования физических свойств почв / А.Д. Вадюнина, З.А. Корчагина. – М.: Агропромиздат, 1986. - 416 с.
2. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», 2003.
3. Методика приготовления счетных образцов проб почвы для измерения активности ^{90}Sr на бета-спектрометрических комплексах с пакетом программ «Прогресс», 1997.
4. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», 2004.
5. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. - 215 с.
6. Практикум по агрохимии / Под ред. академика РАСХН В.Г.Минеева. - М.: Изд-во МГУ, 2001.- 689 с.
7. Алексахин, Р.М. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р.М. Алексахин, М.А. Нарышкин. - М.: Наука, 1977. – 144 с.
8. Пристер, В.С. Миграция Cs-137 в системе почва – луговые растения / В.С. Пристер, Г.П. Перепелятников, Н.Д. Клименко // 3 Съезд по радиац. исслед. «Радиобиол., радиоэкол., радиаци. безопас.», Москва, 14-17 окт., 1997: Тез. докл. Т. 2.- Пушкино, 1997.- 473 с.

РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ОЦЕНКИ ПЛОТНОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЦЕЗИЕМ-137 НА ОСНОВЕ ПРИМЕНЕНИЯ ПОРТАТИВНЫХ СПЕКТРОМЕТРОВ

*Е. А. Гончаров, А. М. Татарников
ФГБОУ ВПО МарГТУ, г. Йошкар-Ола*

Актуальность. Основным параметром, характеризующим радиационную обстановку в лесных и агроэкосистемах, является содержание техногенных радионуклидов в почве. Данный параметр оценивается либо через удельную активность почвы (на почвах нарушенным профилем – например сельскохозяйственные территории), либо через поверхностную плотность загрязнения (на ненарушенных почвах – лесные и естественные луговые территории).

Для аварийных радиоактивных выпадений характерна пространственная неоднородность загрязнения [1]. На макроуровне неоднородность связана с удаленностью от источника выброса и метеорологическими условиями выпадения радиоактивных осадков, на микроуровне - в первую очередь с характером растительного покрова (в первую очередь, влияние древесных крон) и микрорельефом [2-4]. Так неравномерность распределения Чернобыльских выпадений на территории РФ, занятой лесами, первоначально колебалась в диапазоне от 22 до 30% [2].

Применяемые на практике методики оценки радиационной обстановки в лесном фонде основаны на отборе объединенных проб со стационарных участков или квартала. При кварталном обследовании учитываются результаты аэрогамма-съемки 1986 г. и коэффициенты пропорциональности, связывающие плотность загрязнения почвы и мощность дозы гамма-излучения [4-6], однако данные подходы не применимы для территорий с уровнями загрязнения почвы по ^{137}Cs менее 185 кБк/м^2 , где техногенный гамма-фон, как правило, перекрывается природным [7]. Определение плотности загрязнения почвы на участке (квартале) также предлагается проводить через вариацию мощности эквивалентной дозы на высоте 1 м, что приводит к необходимости отбора большого числа проб для лабораторных измерений [8].

Альтернативой данным методам может стать разработка новых методик на основе применения наземных радиационных сканеров для обследования лесных участков небольшой площади: от пробных площадей для радиозэкологического мониторинга ($n 0,1$ га) до отводимых делянок ($n 10$ га). Применение наземных сканеров-спектрометров имеет ряд преимуществ над другими методами измерений (аэрогамма-съемка, полевые дозиметрические или лабораторные спектрометрические измерения отобранных проб): позволяют увеличить разрешение съемки, выявлять локальные аномалии при уровнях загрязнения от $n 10 \text{ кБк/м}^2$, повысить точность оценки плотности, автоматизировать процесс и снизить трудоемкость измерений.

В настоящее время для проведения наземной гамма-съемки территории разработано несколько программно-приборных комплексов, которые позволяют проводить в автоматическом режиме измерение мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения, идентификацию и оценку удельной активности радионуклидов по энергии излучения в режиме реального времени.

Объекты исследований. В Среднем Поволжье площадь лесных земель, загрязненных ^{137}Cs свыше 37 кБк/м^2 составляет около 200 тыс. га. В той или иной степени пострадали Нижегородская, Пензенская, Ульяновская области, республики Мордовия, Татарстан и Чувашия (рисунок 1). Максимальные загрязнения, как по плотности, так и по площади локализованы на территориях Пензенской и Ульяновской областей [9]. Данные территории относятся к зоне проживания с льготным социально-экономическим статусом. Результаты «дочернобыльских» исследований показывают, что уровень загрязнения Среднего Поволжья составлял 3 кБк/км^2 , т.е. современный уровень загрязнения превышает фоновое значение в 10-50 раз. Особенностью площадного загрязнения является исключительная его мозаичность в зависимости от характера растительности и форм макро- и микрорельефа [1].

Экспериментальные участки были заложены на территории Чаадаевского, Лунинского лесничеств Пензенской области и Майнского лесничества Ульяновской области. Характеристика пробных площадей приведена в таблице 1.

Выбор участков основывался на таксационных материалах и данных о поквартальном радиационном загрязнении лесных территорий, предоставленных отделами радиологии Центров защиты леса Ульяновской и Пензенской областей.



Рис. 1. Карта загрязнения ^{137}Cs (по состоянию на 1986 г.) [1]

Методика исследований. На экспериментальных участках проводилось гамма-спектрометрическое сканирование портативным спектрометром «Мультирад» методами маршрутной и точечной съемок на высоте 1 м, затем - отбор проб почвы стандартным пробоотборником (\varnothing 40 мм, на глубину 20 см) равномерно в радиусе 0,1, 0,5 и 1 м от вертикальной оси детектора, а также послойный отбор почвенных образцов для оценки распределения радионуклидов по почвенному профилю на стационарном спектрометре «Мультирад».

Все работы выполнялись на базе аккредитованной лаборатории радиационного контроля ЦКП «Экология, биотехнологии и процессы получения экологически чистых энергоносителей» МарГТУ в рамках ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» на 2009-2013 годы.

Таблица 1. Характеристика экспериментальных участков

Расположение пробной площади (ПП)	Характер участка	Растительность	Почва
ПП 1 Чадаевское лесничество Чадаевское участковое лесничество, кв. 19, Пензенская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 10С+Б, возраст древостоя 60 лет, полнота 0,7, ТЛУ В ₂	дерново-слабоподзолистая супесчаная
ПП 2 Чадаевское лесничество Краснооктябрьское участковое лесничество, кв. 193, Пензенская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 6Б4Лп+С, возраст древостоя 50 лет, полнота 0,6, ТЛУ С ₂	серая лесная средне-суглинистая
ПП 3 п. Чадаевка Пензенская область	Открытый участок, рельеф ровный	Луговое разнотравье (окультуренный луг)	дерново-слабоподзолистая легкосуглинистая
ПП 4 Чадаевское лесничество Чадаевское участковое лесничество, кв. 28, Пензенская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 10С+Б, возраст древостоя 100 лет, полнота 0,6, ТЛУ В ₂	дерново-слабо-подзолистая супесчаная
ПП 5 Лунинское лесничество, Иссинское участковое лесничество, кв. 71 Пензенская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 6Ос2Дн2Кл, возраст древостоя 60 лет, полнота 0,7, ТЛУ С ₁	темно-серая тяжелосуглинистая
ПП 6 Майнское лесничество, Майнское участковое лесничество, кв. 21, Ульяновская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 10С+ Б, Дн, возраст древостоя 45 лет, полнота 0,8, ТЛУ В ₂	светло-серая лесная легкосуглинистая

Результаты и обсуждение. В ходе экспериментальных исследований установлено, что в лесных условиях участок площадной съемки методом параллельных маршрутов для оценки пространственной неоднородности загрязнения почвы ^{137}Cs должен иметь размеры не менее 100x100 м (рисунок 1а) и расстояние между ходами не менее 10 м, при меньших параметрах происходит искажение маршрута вследствие рассеивания сигнала GPS-приемника (рисунок 1б). На открытом участке необходимая пространственная точность может быть получена при линейных размерах участка от 20 метров, расстояние между ходами не менее 4 м (рисунок 1в).

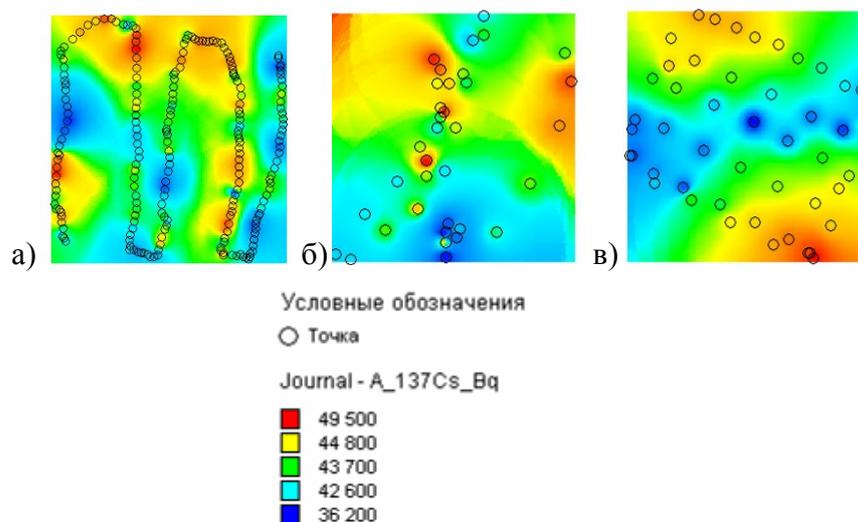


Рис. 2. Карты плотности загрязнения почвы ^{137}Cs (Бк/м²), построенные в MapInfo
а) ПП 1 размер участка 20 x 20 м; б) ПП 1 размер 100 x 100 м; в) ПП 3 размер 20 x 20 м

Также при оценке пространственной неоднородности маршрутным методом необходимо учитывать пространственный «сдвиг» результата расчета плотности загрязнения прибором, который определяется заданным оператором периодом измерения и пройденным расстоянием. Поэтому для повышения точности оценки пространственной неоднородности (до 1-3 м²) необходимо применение съемки по регулярной сетке с использованием прямоугольных координат (с географической привязкой).

Для оценки сопоставимости результатов сканирования и лабораторных измерений на экспериментальных участках проводилась точечная съемка и детальный отбор почвенных образцов для лабораторных измерений. Усредненные результаты по экспериментальным участкам приведены в таблице 2.

Принимая во внимание, что сканер отградуирован на фантоме, имитирующем почвенную поверхность с известной удельной активностью, равномерно распределенной в почвенном слое, необходимо введение поправочного коэффициента, учитывающего распределение радионуклидов по почвенному профилю.

Таблица 2. Результаты полевых и лабораторных измерений

Экспериментальный участок	Результаты оценки плотности загрязнения почвы Р, кБк/м ²		Превышение результатов сканирования над лабораторными измерениями, Р _{скан} / Р _{лаб}
	сканирование на высоте 1 м, Р _{скан}	лабораторные измерения, Р _{лаб}	
ПП 1	52,5±4,4	29,1±3,5	1,81
ПП 2	9,6±2,9	12,6±1,7	0,76
ПП 3	22,2±3,6	29,1±3,5	0,77
ПП 4	25,3±2,6	19,4±2,5	1,30
ПП 5	48,5±3,7	60,8±7,4	0,80
ПП 6	26,4±2,8	25,2±3,4	1,04

Результаты оценки распределения радионуклидов по почвенному профилю приведены в таблице 3.

Таблица 3. Распределение техногенных радионуклидов по почвенному профилю (средние значения по участкам)

Экспериментальный участок, почва	Загрязнения слоя, в пересчете на площадь, кБк/м ²				Доля содержания ¹³⁷ Cs в слое от общего содержания в слое 20 см, %			
	0-5 см	5-10 см	10-15 см	15-20 см	0-5 см	5-10 см	10-15 см	15-20 см
ПП 1, дерново-слабо-подзолистая супесчаная	26,0	4,3	1,0	0,4	82,0	13,5	3,2	1,3
ПП 2, серая лесная среднесуглинистая	4,8	5,1	2,7	1,5	33,9	36,5	19,0	10,5
ПП 3, дерново-слабо-подзолистая легкосуглинистая	11,7	11,2	4,4	1,9	40,1	38,4	15,0	6,5
ПП 4, дерново-слабо-подзолистая супесчаная	14,0	4,3	0,9	0,4	72,3	21,3	4,4	2,0
ПП 5, темно-серая тяжелосуглинистая	23,0	21,4	12,3	3,8	37,9	35,4	20,4	6,3
ПП 6, светло-серая лесная легкосуглинистая	12,1	9,3	3,0	0,6	47,8	37,5	12,1	2,5

По экспериментальным данным был построен график зависимости превышения результатов сканирования над лабораторными измерениями от характера распределения радионуклидов по почвенному профилю (рисунок 3).

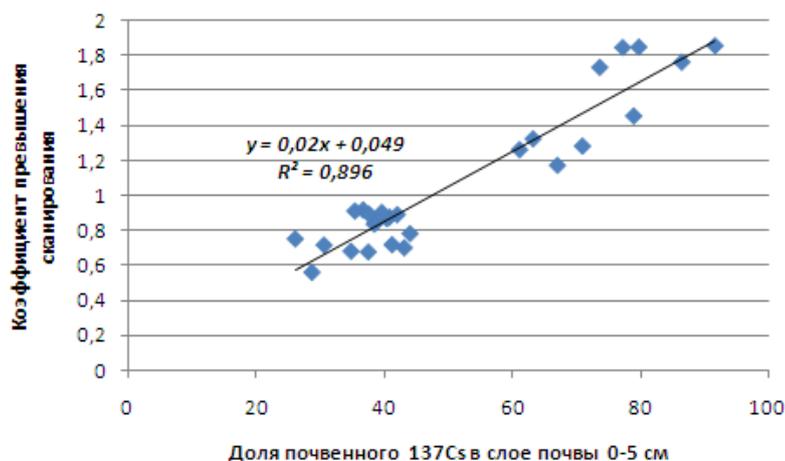


Рис. 3. Зависимость относительного превышения результатов сканирования от характера распределения радионуклидов ¹³⁷Cs по почвенному профилю

Сравнительный анализ результатов позволил выделить 2 характера превышения результатов сканирования над результатами лабораторных измерений.

Завышение результатов сканирования при значениях глубины центра запаса менее 5 см (или доли содержания ¹³⁷Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см более 50 %); внутри данной группы можно выделить 2 подгруппы: подгруппу 1.1 - завышение результата в 1,7-1,8 раза и подгруппу 1.2 – завышение в 1,2-1,3 раза, чему соответствуют значения доли содержания ¹³⁷Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см более 70 % и 60-70 %.

Занижение результатов сканирования при значениях глубины центра запаса более 5 см (или доли содержания ¹³⁷Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см менее 50 %); внутри данной группы можно выделить также 2 подгруппы: подгруппу 2.1 – занижение результата на 10-

20 % и подгруппу 2.2 – занижение на 20-30 %, чему соответствуют значения доли содержания ^{137}Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см более 35-40 % и менее 30 %.

Целесообразность данной группировки подтверждают результаты корреляционного анализа: внутри подгрупп отмечается более тесная положительная связь между результатами сканирования и лабораторных измерений (таблица 4).

Таблица 4. Коэффициенты парной корреляции результатов сканирования и лабораторных измерений

Классификационная категория	Коэффициент	Классификационная категория	Коэффициент
вся выборка 0,68			
группа 1	0,93	группа 2	0,98
подгруппа 1.1	0,98	подгруппа 2.1	0,97
подгруппа 1.2	0,99	подгруппа 2.2	0,99

Следует заметить, что в подгруппу 1.1 входят участки исключительно с супесчаными почвами с преобладанием в древостое сосны обыкновенной (ПП Чаадаевского лесничества), а в подгруппу 2.2 – участки со средне- и тяжелосуглинистыми почвами с преобладанием лиственных пород (ПП Иссинского и Краснооктябрьского лесничеств), что связано с интенсивностью протекания процессов минерализации подстилки (мощность подстилки) и включения минеральных элементов (в т.ч. техногенным радионуклидов) в миграционные процессы в почве. Полученный характер распределения радионуклидов по профилю основных типов лесных почв соответствует данным других исследователей: ^{137}Cs аккумулируется в верхнем 1-2 см (до 5 см) подподстилочном слое, ниже концентрация резко снижается, достигая фоновых значений на глубине 20 см [2, 4]. Однако, данные наших исследований показывают, что в настоящее время на почвах тяжелого гранулометрического состава под лиственной растительностью (ПП Иссинского и Краснооктябрьского лесничеств) более 50% почвенных техногенных радионуклидов расположено глубже 5 см, что может быть связано, в первую очередь, с процессами выноса прочносвязанных радионуклидов с глинистыми частицами, отличающихся повышенной специфической и неспецифической сорбционной способностью, вниз по почвенному профилю. В тоже время на песчаных почвах основная масса радионуклидов сохраняется в подстилке и верхнем подподстилочном горизонте, что связано как с медленными процессами минерализации подстилки, так и доступностью цезия и активным его поглощением (и удержанием) почвенной биотой и корневыми системами растений.

Промежуточное положение занимают легкосуглинистые почвы (ПП Майнское лесничество): запас радионуклидов в 0-5 см слое варьирует от 35 до 63 %, что влияет на показания сканера.

Следует также отметить, что данные закономерности сохраняются и при уровнях загрязнения близких к глобальному фону, что позволяет применять сканирующий комплекс в условиях малофонового загрязнения (менее 37 кБк/м²).

Таким образом, для корректировки результатов полевого сканирования при уровнях загрязнения до 185 кБк/м² целесообразно использовать соотношение:

$$P_{\text{лаб}} = P_{\text{скан}}(0,02x + 0,05)^{-1} \quad (1)$$

где x - доля содержания ^{137}Cs в слое почвы 0-5 см от общего содержания в слое 0-20 см, %.

Данные о характере перераспределения радионуклидов по почвенному профилю можно получить в ходе непосредственного обследования участка или по имеющимся литературным сведениям других исследователей.

Выводы

В ходе исследований доказана возможность применения портативных спектрометров для оценки уровня загрязнения почвы ^{137}Cs , что существенно упрощает проведение радиоэкологических исследований на территориях с ненарушенным и нарушенным почвенным профилем. Наиболее оптимальным приемом как для оценки среднего уровня загрязнения, так и для изучения неравномерности поверхностного загрязнения локального участка является точечная съемка по регулярной сетке.

Предложен алгоритм корректировки результатов полевого сканирования на территориях малофонового загрязнения с учетом характера перераспределения радионуклидов ^{137}Cs в профиле почвы.

Получены данные о распределении ^{137}Cs в основных типах лесных почв Среднего Поволжья в отдаленный период после радиоактивного загрязнения. Установлено, что в верхнем 5 см слое почв песчаного и супесчаного состава сосредоточено более 70 % радионуклидов, легкосуглинистого – 35-60 %, тяжелосуглинистого – 30-40 %.

Целесообразно продолжить исследования по апробации предложенного подхода в условиях радиоактивного загрязнения свыше 185 kBк/м^2 , а также по составлению базы данных поправочных коэффициентов для различных почвенно-экологических условий.

Литература

1. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии. – Люксембург: Офис официальных публикаций Европейской комиссии, 2001 (электронное издание).
2. Щеглов, А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А.И. Щеглов. - М.: Наука, 1999. - 268 с.
3. Израэль, Ю.А. Радиоактивное загрязнение природных сред в результате аварии на Чернобыльской атомной станции / Ю.А. Израэль. - М.: Изд-во «Комтехпринт», 2006. - 28 с.
4. Переволоцкий, А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах / А.Н. Переволоцкий. - Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. - 255 с.
5. Руководство по радиационному обследованию лесного фонда (на период 1996-2000 гг.). - М.: Федеральная служба лесного хозяйства России, 1995. - 34с.
6. Методика организации и ведения радиационного мониторинга в лесах // Научно-техническая информация в лесном хозяйстве. Выпуск № 7.- Минск: «БЕЛГИПРОЛЕС». – 2006. – 55с.
7. Малюта, О.В. Радиоэкологические исследования лесных экосистем Среднего Поволжья / О.В. Малюта, Д.Е. Конаков, Е.А. Гончаров // Лесной журнал. – 2010. - № 4. – С. 132-138.
8. Инструкция по отнесению кварталов леса к зонам радиоактивного загрязнения / Утв. Постановлением Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь 03.05.2001 г. № 10
9. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. Российский национальный доклад. - М, 2006.- 92с.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗ В НАСЕЛЁННЫХ ПУНКТАХ, РАСПОЛОЖЕННЫХ НА БЕРЕГАХ ЕНИСЕЯ В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

А.И. Григорьев¹, Л.В. Панкратов², Ю.С. Ревяко¹, С.Е. Скударнов¹, А.Е. Шишлов³

¹ *ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», Красноярск*

² *Управление Роспотребнадзора по Красноярскому краю, Красноярск*

³ *ФГУП «Горно-химический комбинат», Железногорск*

Радиационная безопасность – важный аспект для обеспечения здоровья населения, особенно, когда люди проживают рядом с таким промышленным гигантом, как ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК). Зона наблюдения (ЗН) ГХК включает территорию с радиусом 20 км вокруг точки газо-аerosольных выбросов и пойму р. Енисей на протяжении 1000 км от места жидких сбросов комбината. В 20-км части ЗН ГХК расположено 12 сельских населённых пунктов (НП) с общей численностью населения 8,4 тысячи человек и г. Железногорск с населением 102 тыс. человек. На берегах Енисея в границах зоны наблюдения расположено более 30 населённых пунктов, в том числе города Енисейск и Лесосибирск.

Пойма Енисея на протяжении 250 км, от места сброса отходов до впадения Ангары наиболее загрязнена техногенными радионуклидами. Далее на север, как показывают исследования, ситуация существенно изменяется к лучшему. До устья Ангары в пойме Енисея в границах ЗН имеются многочисленные участки аккумуляции техногенных радионуклидов, присутствующих в жидких сбросах комбината. Эти участки объединяются в три аномальные зоны – Балчугскую, Момотово-Казачинскую и Стрелковскую. В 2008–2010 гг. специалистами ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае» (далее – Центр гигиены) проведена оценка современных доз облучения жителей шести населённых пунктов (с. Большой Балчуг, с. Кононово, с. Юкеево, с. Казачинское, с. Момотово и рп. Предивинск), расположенных на берегах Енисея в ЗН, на расстоянии от 6 до 185 км от места сброса жидких отходов ГХК. В этих шести НП проживает 8050 человек, что составляет 80% от всего населения, проживающего в пойме Енисея от места сброса до устья Ангары. Таким образом, получена достаточно полная информация о степени влияния техногенного загрязнения Енисейской поймы на дозовые нагрузки населения.

Необходимо отметить, что 15 апреля 2010 г. был остановлен и заглушен последний атомный реактор Горно-химического комбината. Никаких жидких радиоактивных отходов теперь не выпускается в Енисей. Источником техногенного радиоактивного загрязнения теперь являются процессы размыва и переотложения многолетних осадков, а также процессы фильтрации и дренирования, проходящие в местах расположения прудов-отстойников и подземных хранилищ.

Радиационная обстановка техногенного происхождения в долине реки Енисей сформировалась за период пятидесятилетней деятельности ГХК как результат нормативных и аварийных сбросов в реку загрязнённых вод реакторного и радиохимического заводов.

Обследование радиационной обстановки в пойме реки впервые проводилось в 50-х годах прошлого столетия, вскоре после запуска первого ядерного реактора. Результаты исследований, периодически проводимых на этой территории вплоть до конца 80-х годов, остались практически неизвестны. С начала 90-х годов начали появляться публикации о радиационной обстановке на данной территории. До 2008 года выводы по результатам исследований достаточно сильно отличались друг от друга, поэтому достоверной информации о дозах техногенного облучения жителей населённых пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК не было.

В 2008 году радиационные исследования проводились в селах Большой Балчуг и Кононово. Село Большой Балчуг находится на правом берегу Енисея в 6 км от границы санитарно-защитной зоны ГХК (см. рис. 1). Это первый населённый пункт, находящийся на пути вод Енисея, нёсших в себе реакторную смесь техногенных радионуклидов. Выпуск жидких отходов ГХК осуществлялся в непосредственной близости к правому берегу реки, поэтому до устья ближайшего достаточно полноводного притока – реки Кан – радиоактивный след должен тянуться, в основном, вдоль правого берега, пока воды Кана не отождут загрязнённые воды к центру Енисея и не заставят их перемешиваться более интенсивно. На левом берегу Енисея исследовалось ближайшее густонаселенное с. Кононово, на береговой полосе которого специалистами Центра гигиены были найдены так называемые «горячие» частицы. На левом берегу Енисея, выше этого села «горячих» частиц исследователи не обнаруживали никогда.



Рис. 1. Расположение сёл Большой Балчуг и Кононово в пойме реки Енисей

В 2009 году для исследования были выбраны два населенных пункта: с. Юкеево (левый берег Енисея) и рп. Предивинск (правый берег Енисея). Выбор этих населенных

Момотово, Казачинское и определение вклада техногенного облучения, обусловленного деятельностью ГХК. Гидродинамические, географические, геологические и даже экономические характеристики, присущие изученным населённым пунктам, перекрывают практически весь диапазон их возможных изменений от места сброса до устья Ангары.

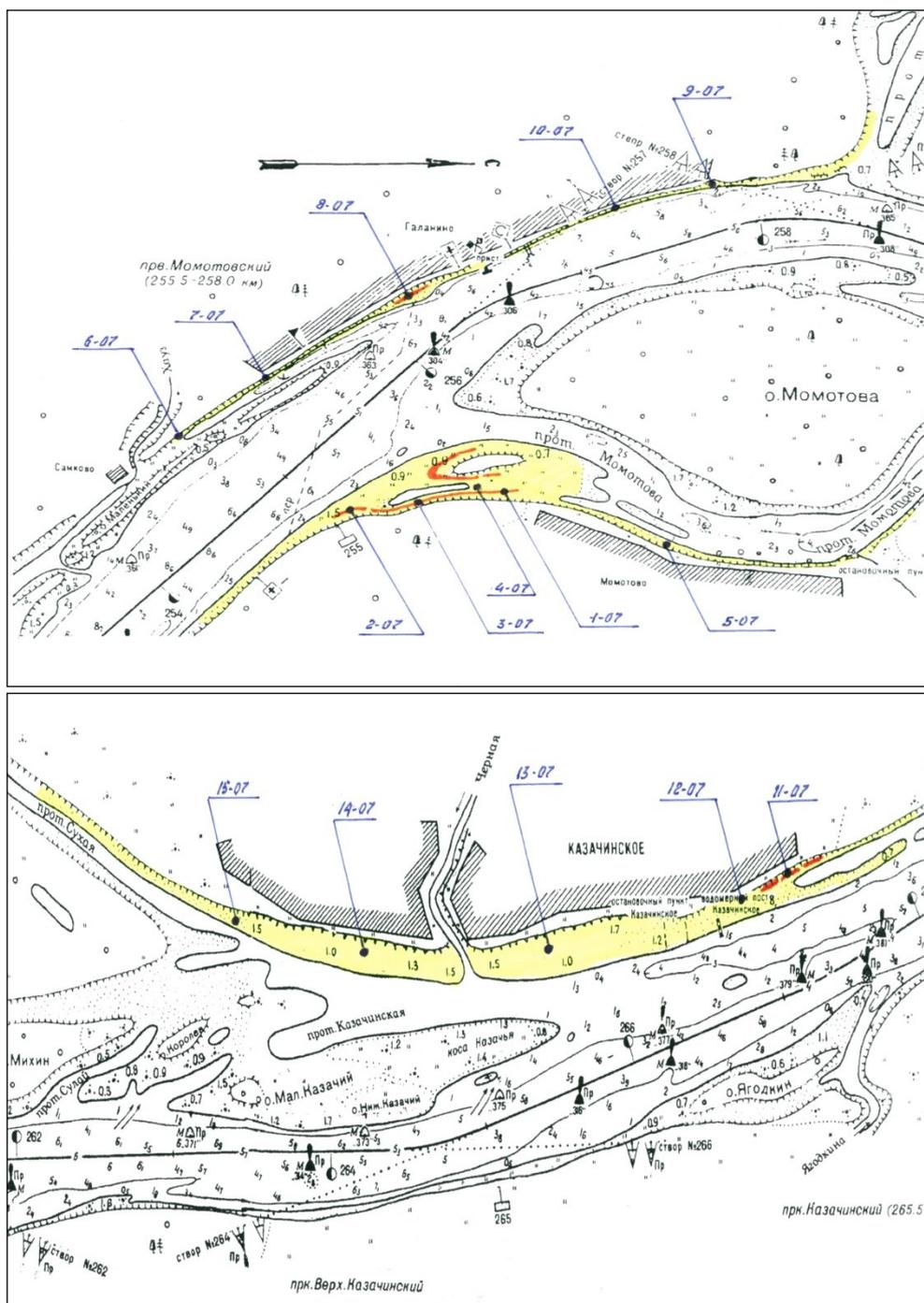


Рис. 3. Расположение с. Казачинское (вверху) и с. Момотово (внизу) на берегах Енисея

Задачи и методы исследования

Основными задачами исследования являлись:

Выделение критической и контрольной групп жителей, проживающих в населенных пунктах, основная деятельность которых не связана с выездом за пределы населённого пункта (НП).

Проведение анкетирования и расчёт долей времени, которые человек проводит вне НП, на территории НП и в закрытых помещениях. Расчёт среднего годового потребления продуктов питания для обеих групп.

Проведение гамма-съемки береговой полосы, приусадебных участков, отбор и исследование проб почвы, воды и основных продуктов питания.

Определение мощности дозы внешнего гамма-излучения и эквивалентной равновесной объёмной активности (ЭРОА) радона в жилых и общественных помещениях НП.

Расчёт доз облучения жителей от внешних и внутренних источников облучения, выявление, при возможности, вклада техногенных источников, связанных с деятельностью ГХК.

Выбор аппаратуры и методов, использованных при выполнении научно-исследовательской работы, определялся необходимостью проведения полного радиационного исследования зоны наблюдения.

Гамма-съемка береговой полосы. Участки техногенного радиоактивного загрязнения в пойме Енисея обычно имеют точечный или вытянутый вдоль берега реки характер. Они, как правило, локализуются на границе отложений высокой и низкой пойм, реже у кромки воды. Гамма-съемка выполнялась с использованием поисковых радиометров типа «СРП 68-01».

Точные измерения мощности дозы выполнялись в отдельных точках с использованием цифрового профессионального дозиметра «ДРГ-01Т1».

Гамма-съемка приусадебных участков. Гамма-съемка приусадебных участков выполнялась по всей площади участка с равномерно распределенными точками измерения гамма-фона. Между точками выполнялся непрерывный контроль гамма-фона с использованием дозиметра «ДРГ-01Т1».

Отбор проб. Отбор проб грунта производился цилиндрическим пробоотборником диаметром 64 мм до глубины 5÷10 см.

Отбор проб пищевых продуктов и воды производился в соответствии с методическими рекомендациями.

Лабораторные исследования. Определение активности дозообразующих природных и техногенных радионуклидов в пробах осуществлялось с использованием метода гамма-спектрометрического анализа и метода радиохимического определения ^{90}Sr .

Определение общей (суммарной) α - и β -активности воды выполнялось путем упаривания пробы воды до сухого остатка для концентрирования присутствующих радионуклидов и измерения скорости счета α - и β -излучения полученного образца с использованием низкофонового радиометра «Berthold LB-770» (Германия).

Определение мощности дозы внешнего гамма-излучения в помещениях выполнялось с использованием термолюминесцентной дозиметрии со временем экспозиции дозиметров не менее 1 месяца. Для измерения накопленных доз использовался аппаратный комплекс АКЖДК-201.

ЭРОА радона в жилых и общественных помещениях определялась интегральным методом – посредством длительного (не менее 1 месяца) экспонирования трековых радиометров радона с последующим использованием искровой техники подсчёта треков.

Результаты исследования

При изучении доз облучения населения, среди жителей всех НП были выделены две группы: контрольная и критическая в количестве не менее 15 человек. К критической группе были отнесены люди, проводящие значительную долю времени на берегах Енисея, где наблюдался повышенный радиационный фон, обусловленный радиоактивным загрязнением поймы; эти люди преимущественно являлись рыбаками или грибниками. Проведенное анкетирование позволило выделить критические группы и связать их с

величиной потребления рыбы местного улова, грибов и ягод. Не всегда эта связь была очевидной, но чаще – она наблюдалась. На рисунках 4 – 10 приведены диаграммы распределения жителей одного из НП по потреблению основных дозообразующих продуктов питания.

Из диаграмм видно, что потребление картофеля, хлеба, молока и мяса не зависит от отнесения к той или иной группе, но увеличенное потребление рыбы и дикоросов есть критический признак, совпадающий с резко увеличенным средним временем пребывания за пределами села.

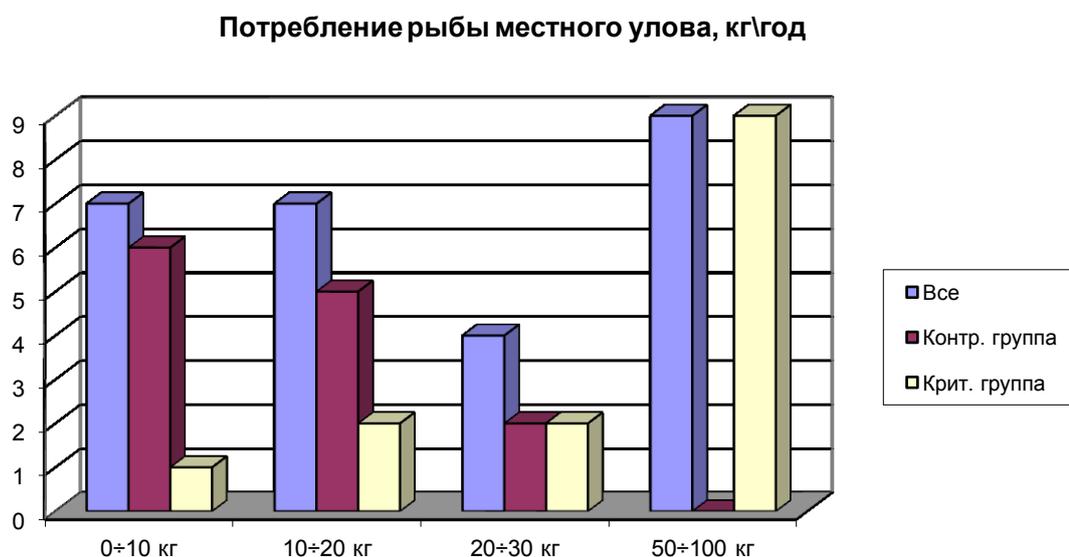


Рис. 4. Распределение жителей НП по потреблению рыбы

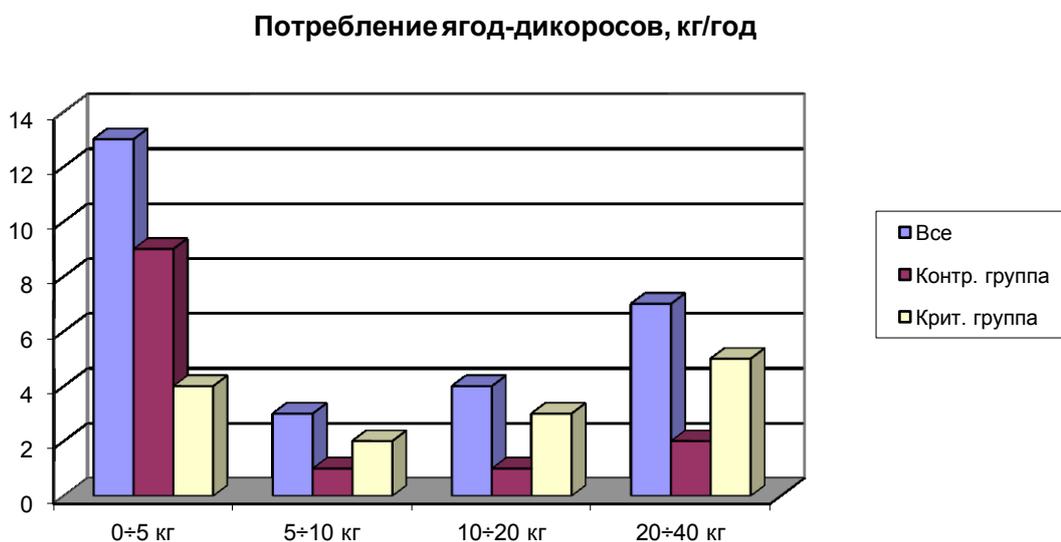


Рис. 5. Распределение жителей НП по потреблению ягод-дикоросов

Потребление грибов, кг/год

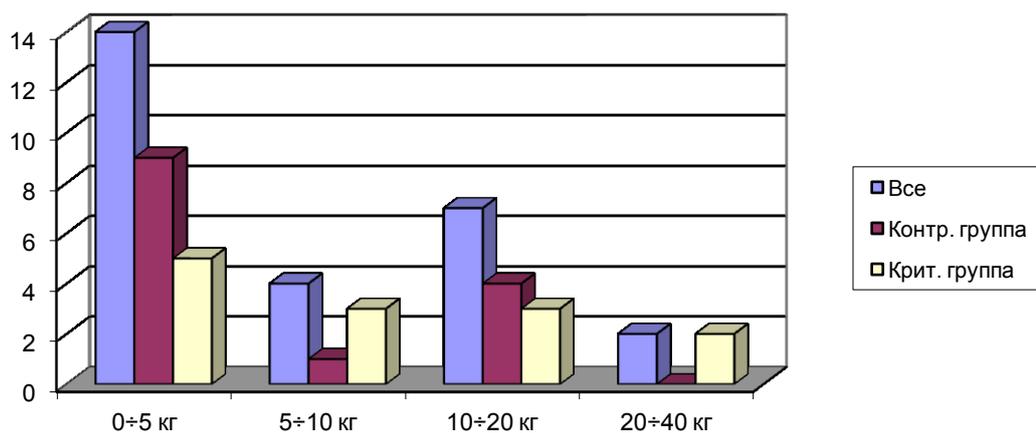


Рис. 6. Распределение жителей НП по потреблению грибов

Потребление хлеба, кг/год

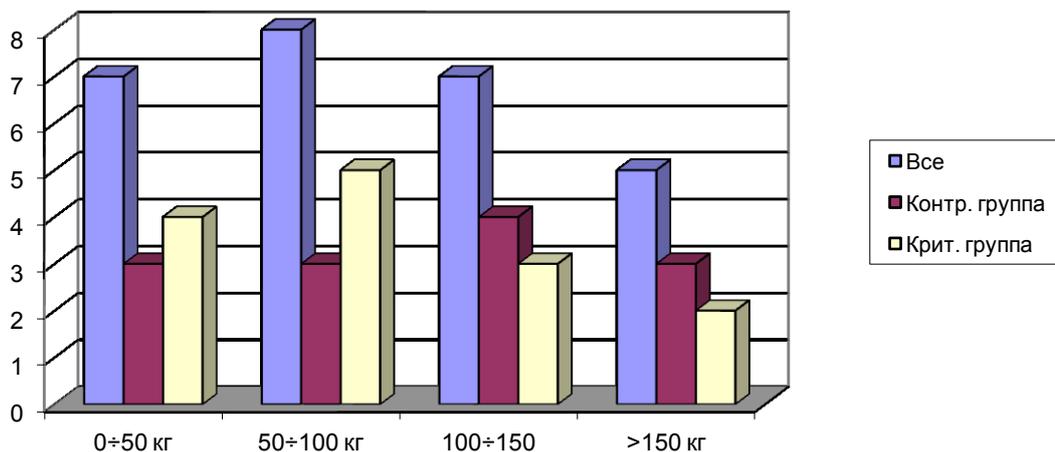


Рис. 7. Распределение жителей НП по потреблению хлебных изделий

Потребление картофеля, кг/год

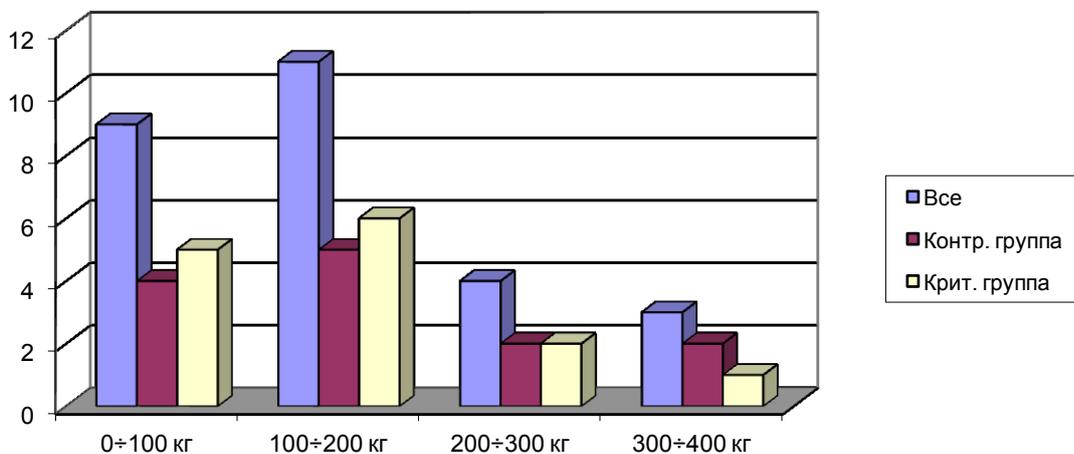


Рис. 8. Распределение жителей НП по потреблению картофеля

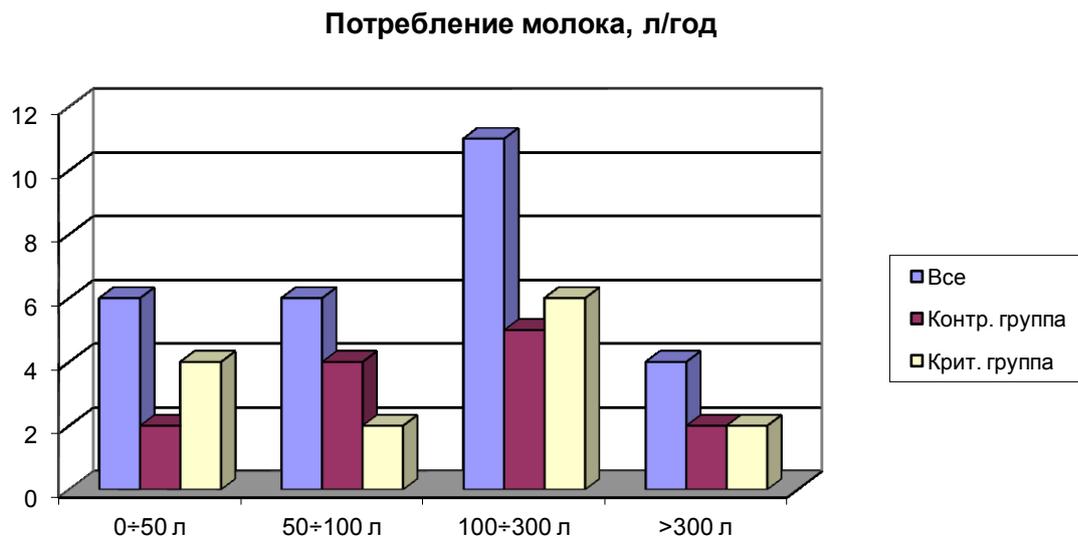


Рис. 9. Распределение жителей НП по потреблению молока

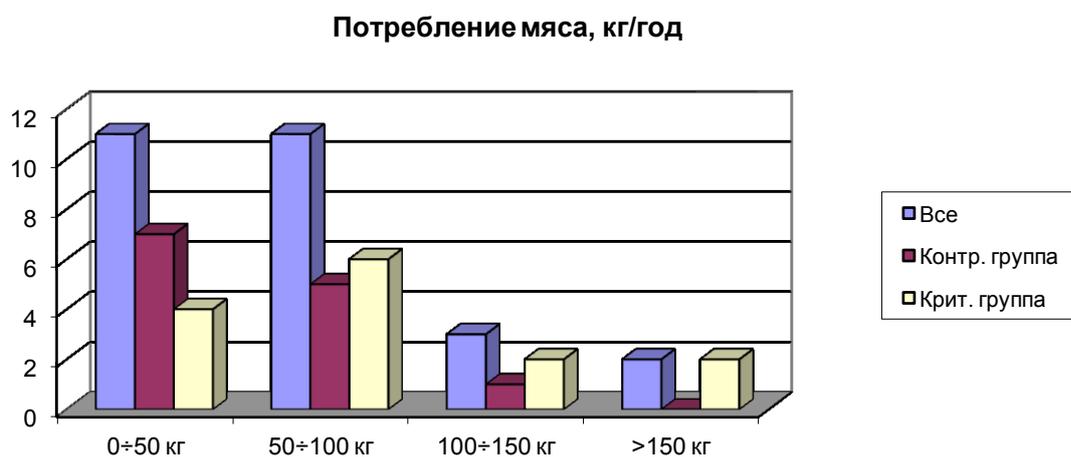


Рис. 10. Распределение жителей НП по потреблению мяса

Село Большой Балчуг

На примере села Большой Балчуг рассмотрим расчёт среднегодовой дозовой нагрузки жителей

Жилая зона села занимает площадь около 60 га и включает 36 частных домов. В них проживает от 130 до 150 человек в зависимости от времени года. Основной источник питания жителей – продукция личных подсобных хозяйств (овощи, мясо, молоко), дикоросы (грибы, ягоды) и рыба, вылавливаемая в Енисее. На берегу было выявлено не менее восьми аномалий, мощность дозы и удельная активность в которых выше средних значений в селе. Особенность загрязнения почво-грунтов береговой полосы села заключается в том, что местоположения участков с повышенными значениями мощности дозы и удельной активности ^{137}Cs от года к году изменяется. Это объясняется тем, что высокие уровни техногенных радионуклидов почво-грунтов связаны с присутствием в них высокоактивных «горячих» частиц, переносимых течением реки, особенно в периоды половодий.



Рис. 11. Панорама села Большой Балчуг.

При изучении доз облучения населения, жители села были разделены на две группы: контрольную и критическую. К критической группе были отнесены люди, проводящие значительную долю времени на берегах Енисея, где наблюдался повышенный радиационный фон; и при этом, потребляющие не менее 50 кг/год рыбы, 25 кг/год грибов и 25 кг/год ягоды.



Рис. 12. Протока в Балчугской пойме. Здесь ходят рыбаки и грибники. Мощность дозы здесь достигает 0,3 мкЗв/час.



Рис. 13. Слой радиоактивного загрязнения, пронизывающий всю пойму Енисея

Выделение техногенной составляющей во внешнем облучении производилось на основании того факта, что большая мощность дозы на береговой полосе или в пойме по сравнению с мощностью дозы на территории села или на подворьях обусловлена именно излучением техногенных радионуклидов, в основном, цезия-137. Так в Большом Балчуге средняя мощность дозы на территории села составляла 0,10 мкЗв/час, а на береговой полосе – 0,22 мкЗв/час. Техногенная составляющая внутреннего облучения рассчитывалась на основании рациона питания, определённого путём анкетирования, и результатов лабораторных исследований основных продуктов питания жителей.

По результатам измерений и лабораторных исследований были рассчитаны данные, представленные в таблице 1.

Таблица 1. Среднегодовая доза облучения жителей села Большой Балчуг, мЗв/год.

Виды и источники облучения		Среднегодовая доза облучения, мЗв/год	
		Критическая группа	Контрольная группа
Внешнее облучение	Полная	0,69	0,65
	в т.ч. за счет ТРН, связанных с деятельностью ГХК	0,053	0,011
Внутреннее облучение	Радон и его ДПР	3,07	3,07
	Природные радионуклиды в продуктах питания и питьевой воде	0,12	0,12
	техногенные радионуклиды в продуктах питания	0,058	0,045
	⁴⁰ К в организме	0,17	0,17
ИТОГО:		4,16	4,07

Полные индивидуальные среднегодовые дозы облучения жителей села Большой Балчуг равны 4,16 мЗв/год (критическая группа населения) и 4,07 мЗв/год (контрольная

группа населения). При этом вклад в полную дозу облучения, обусловленный техногенным радиоактивным загрязнением, связанный с деятельностью ГХК, равен 0,11 и 0,06 мЗв/год для критической и контрольной групп соответственно. Индивидуальный риск для населения за счет техногенных источников излучения составил для критической группы $0,6 \cdot 10^{-5}$ случаев, а для контрольной группы – $0,3 \cdot 10^{-5}$ случаев. Согласно существующим нормам, пределы доз облучения населения в течение года устанавливаются исходя из значения индивидуального пожизненного риска, равного $5,0 \cdot 10^{-5}$ случаев.

Исследования, проведенные в 2005 и 2007 гг., дали более высокие оценки среднегодовой дозы техногенного облучения жителей села: 0,44 мЗв/год для 2005 г. и 0,27 мЗв/год для 2007 г. Уровень вмешательства, приведённый в «Нормах радиационной безопасности (НРБ-99)», составляет 0,3 мЗв/год. При превышении этого уровня необходимо проведение защитных мероприятий по ограничению облучения населения. Можно предположить, что оценка техногенного вклада в дозу жителей села с каждым годом становилась всё корректнее, и последняя оценка представляет собой наиболее достоверную величину.

Аналогичные исследования и расчёты были проведены в пяти других населённых пунктах, расположенных по обоим берегам Енисея. В с. Кононово расчёты не показали ощутимой разницы между критической и контрольной группами. В населённых пунктах Юксеево, Предивинск, Казачинское полная доза жителей контрольной группы оказалась даже несколько выше дозы жителей критической группы, что обусловлено повышенной долей облучения за счёт дочерних продуктов распада (ДПР) радона, так как жители, отнесённые к контрольной группе, находятся внутри зданий большую часть времени по сравнению с рыбаками и грибниками.

В таблице 2 приведена сводная информация по 6-ти исследованным населённым пунктам.

Таблица 2. Дозы облучения жителей 4-х населённых пунктов, расположенных в ЗН ГХК

Нас. пункт	Группа	Индивидуальная среднегодовая доза, мЗв/год		Индивидуальный пожизненный риск, $\cdot 10^{-5}$ случаев
		полная	в т.ч. за счёт ТРЗ ГХК	
Большой Балчуг	крит.	4,16	0,11	0,6
	контр.	4,07	0,06	0,3
Кононово	крит.	2,98	0,04	0,2
	контр.	2,98	0,04	0,2
Юксеево	крит.	2,31	0,10	0,6
	контр.	2,41	0,05	0,3
Предивинск	крит.	2,18	0,06	0,3
	контр.	2,26	0,03	0,2
Момотово	крит.	2,46	0,07	0,4
	контр.	2,45	0,04	0,2
Казачинское	крит.	2,38	0,07	0,4
	контр.	2,53	0,03	0,2

Полные среднегодовые дозы облучения населения, проживающего в исследованных населенных пунктах, меньше индивидуальной среднегодовой дозы облучения жителей Красноярского края, которая по данным «Радиационно-гигиенического паспорта Красноярского края» в 2010 г. составляла 4,18 мЗв/год, в 2009 г. – 4,77 мЗв/год, в 2008 г. – 5,23 мЗв/год (без вклада дозы медицинского облучения). Дополнительный вклад в дозу облучения населения, обусловленный деятельностью ГХК, не превышает 4,5 % от полной дозы, а по абсолютной величине не достигает уровня вмешательства, равного 0,3 мЗв/год.

Необходимо отметить, что осуществлённое выделение техногенной составляющей дозы населения, обусловленной деятельностью ГХК, носит искусственный характер. Во-первых, дозовая нагрузка контрольной группы во всех населённых пунктах оказалась либо практически равной, либо даже несколько выше, чем критической группы, так что само понятие «критичность» не говорит о большем риске возможных последствий облучения. Во-вторых, абсолютная величина рассчитанной техногенной компоненты составляет 1 – 4% от полной дозы, что говорит о возможной статистической незначимости выделенной компоненты. И наконец, дополнительная мощность дозы, обусловленная ТРН, на береговой полосе исследованных сёл не превышает 23% от измеряемой величины, что в 1,5 раза меньше декларируемой ошибки воспроизводимости используемого дозиметра.

Выводы

Современные дозы облучения населения, проживающего в НП Большой Балчуг, Кононово, Юксеево, Предивинск, Момотово, Казачинское, расположенных на удалении до 200 км от санитарно-защитной зоны Горно-химического комбината, не вызывают никаких опасений с точки зрения радиационной гигиены. Величина техногенной составляющей ниже уровня вмешательства и будет продолжать уменьшаться за счёт экранирующего действия реки.

Однако наблюдение за радиационной обстановкой в данных населенных пунктах необходимо обязательно проводить, так как во время половодий возможен перенос техногенных радионуклидов и изменение глубины их залегания, и, как следствие этого, существенное изменение гамма-фона на некоторых участках. Тот радиоактивный слой, который много десятков лет откладывался в пойме р. Енисей, не растворился и не ушёл в Карское море. Он остаётся на месте большим радиоактивным запасом и будет ещё долгие годы влиять на человеческую жизнь.

ЭФФЕКТЫ ХРОНИЧЕСКОГО И ОСТРОГО РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ У ПРЕСНОВОДНОГО МОЛЛЮСКА *LYMNAEA STAGNALIS* L

Д.И. Гудков¹, Е.В. Дзюбенко¹, Т.В. Пинкина², Н.Л. Шевцова¹, Л.С. Чепига³, А.Б. Назаров⁴

¹Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев,

²Житомирский национальный агроэкологический университет, г. Житомир,

³Национальный авиационный университет, г. Киев,

⁴ГСП «Чернобыльский спецкомбинат» МЧС Украины, г. Чернобыль

Пресноводные моллюски являются удобными объектами как экспериментальных радиационно-токсикологических исследований, так и радиоэкологического мониторинга водных экосистем, находящихся в условиях влияния предприятий ядерного топливного цикла. Благодаря широкому распространению, способности накапливать практически все радионуклиды, присутствующие в среде обитания, а также высокой биомассе, этой группе

беспозвоночных принадлежит важная роль в процессах биогеохимической миграции радиоактивных веществ в пресноводных экосистемах.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС водные объекты, оказавшиеся на пути формирования радиоактивного выброса, подверглись интенсивному радионуклидному загрязнению. При этом экосистемы замкнутых водоемов Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО), несмотря на 26-летний период минувший после аварии, продолжают характеризоваться высокими уровнями содержания радиоактивных веществ во всех компонентах. Основным дозообразующим радионуклидом для моллюсков ЧЗО в настоящее время является ^{90}Sr – химический аналог кальция, накапливающийся в раковинах и в значительных количествах присутствующий в донных отложениях водоемов. Концентрирование радиоактивных веществ водной биотой может обуславливать критические дозовые нагрузки на организмы, обладающие высокими коэффициентами накопления радионуклидов и/или обитающие в экологических зонах с повышенными уровнями внешнего облучения. Особый интерес для современной радиобиологии представляет сравнительный анализ эффективности острого и хронического радиационного воздействия.

Материал и методы исследований. Основные исследования выполнены в период 1998–2010 гг. на следующих водоемах ЧЗО: оз. Азбучин, Яновский затон, водоемы Красненской поймы р. Припяти – Красненская старица, озера Глубокое и Далекое-1, а также реки Уж (с. Черевач) и Припять (г. Чернобыль). В качестве контрольных водоемов для сравнительного анализа цитогенетических, гематологических, морфометрических и репродуктивных показателей использовали ряд озер с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения, расположенных в г. Киеве и его окрестностях – Вырлица, Голосеевское, Опемень, Пидбирна, а также реки Тетерев (г. Житомир) и Альта (г. Переяслав-Хмельницкий). Объектом исследований был брюхоногий моллюск прудовик обыкновенный (*Lymnaea stagnalis* L.).

Измерение удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в пробах моллюсков и мощности внешней дозы γ -излучения выполняли при помощи методик изложенных в работах [1–3], оценку мощности поглощенной дозы от инкорпорированных в тканях и содержащихся в воде радионуклидов проводили по методике [4]. Острое облучение синкапсул и взрослых особей моллюсков выполняли на установке ИЛУ-6 в диапазоне доз 3–300 Гр. Мощность поглощенной дозы составляла 0,69 Гр/сек.

Для цитогенетических исследований использовали эмбрионы прудовика обыкновенного преимущественно на стадии трахофоры и велигера. Фиксацию материала осуществляли на месте отбора проб смесью этилового спирта и ледяной уксусной кислоты (3:1). Окраску цитологических препаратов выполняли 1 % ацетоорсеином. Анализ частоты aberrаций хромосом в препаратах проводили в клетках на стадиях анафазы и телофазы митоза [5]. Гематологические исследования выполняли с использованием мантийной жидкости взрослых особей моллюсков, фиксированной раствором Карнуа. Препараты окрашивали азур-эозином по Романовскому-Гимза [6]. Анализ соотношения различных групп гемоцитов и их классификацию выполняли по методике [7].

Результаты исследований. Мощность поглощенной дозы для взрослых моллюсков за счет внешних и внутренних источников облучения за период исследований регистрировали в следующих диапазонах: оз. Глубокое – 350–420; оз. Азбучин – 55–78; оз. Далекое-1 – 35–58; Яновский затон – 6–12; р. Припять – 0,5–0,7; р. Уж – 0,3–0,5; контрольные водоемы – 0,03–0,04 мкГр/ч.

Выполненные цитогенетические исследования свидетельствуют о повышенном уровне aberrаций хромосом у прудовиков из замкнутых водоемов ЧЗО по сравнению с моллюсками контрольных озер. За период исследований наибольшие значения зарегистрированы для беспозвоночных оз. Глубокое, в клетках которых частота aberrаций в 2001 г. достигала 27 %, что более чем в 10 раз превышает уровень спонтанного мутагенеза для водных организмов. Средние значения для моллюсков из наиболее

загрязненных озер Зоны отчуждения составляли около 23, 21, 20 и 18 %, соответственно для озер Азбучин, Далекое-1, Глубокое и Яновского затона. Эмбрионы моллюсков в реках Уж и Припять характеризовались сравнительно невысоким средним уровнем аберрантных клеток, который составлял соответственно 2,5 и 3,5 %. Для моллюсков контрольных озер этот показатель равнялся в среднем около 1,5 %, с максимальными значениями до 2,3 % (рис. 1).

На протяжении 1998–2010 гг. отмечена тенденция снижения частоты хромосомных aberrаций в эмбрионах прудовиков, отобранных в замкнутых водоемах ЧЗО. Выполненный регрессионный анализ имеющихся данных позволил получить прогнозные оценки снижения частоты хромосомных aberrаций у моллюсков исследуемых водоемов до спонтанного уровня (2,0–2,5%) [8], присущего водным организмам в условиях естественного радиационного фона. По нашим данным в озерах, расположенных на территории левобережной поймы р. Припяти (оз. Глубокое и оз. Далекое-1), наиболее загрязненной радионуклидами, спонтанный уровень частоты хромосомных aberrаций может быть достигнут в 60-х–70-х годах, а в Яновском затоне и оз. Азбучин – в 20-х–30-х годах текущего столетия.

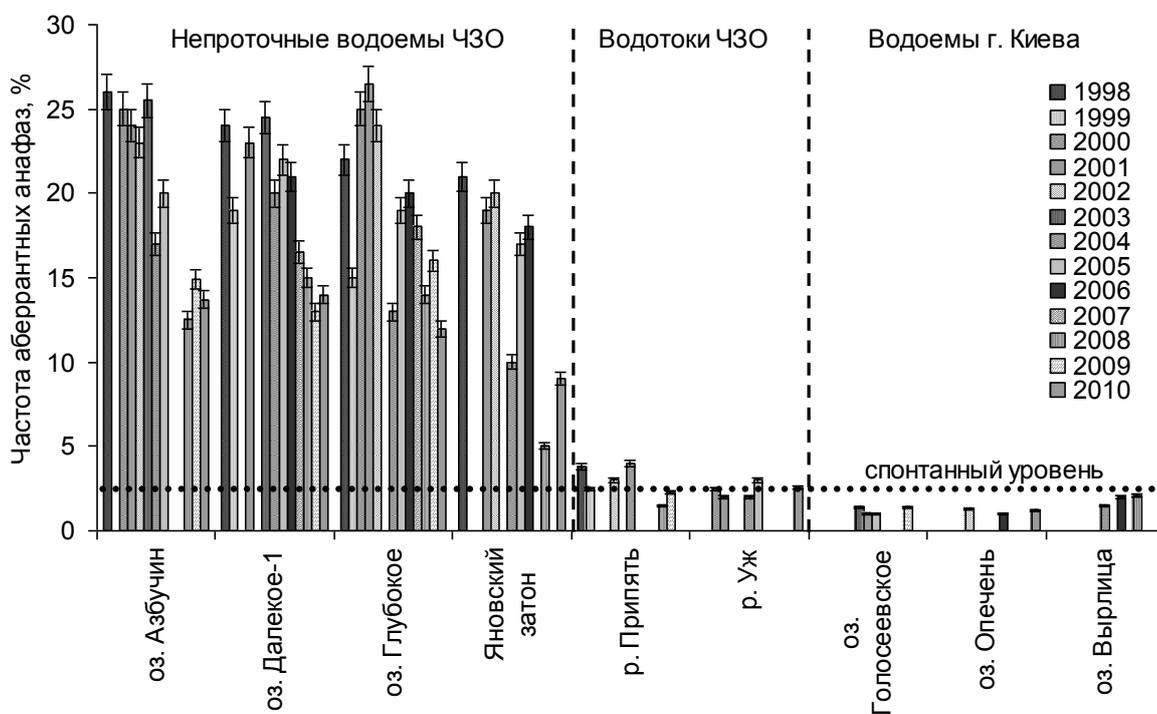


Рис. 1. Частота аберрантных анафаз у эмбрионов моллюсков в водоемах ЧЗО и озерах г. Киева в период 1998–2010 гг.

Наиболее высокую достоверность имеет экспоненциальная экстраполяция данных, полученных за 13-летний период для моллюсков оз. Азбучин ($R^2 = 0,758$). Результаты вычислений для других замкнутых водоемов имеют невысокую достоверность аппроксимации ($R^2 = 0,196, 0,384$ и $0,488$, соответственно для озер Глубокое, Далекое-1 и Яновского затона) однако заслуживают внимания, поскольку прогноз частоты хромосомных aberrаций для Яновского затона подобен с таковым для оз. Азбучин. А поскольку эти водоемы имеют сходные тенденции процессов самоочищения, это может влиять на динамику частоты хромосомных aberrаций у моллюсков. В озерах Глубокое и Далекое-1 более медленные темпы снижения частоты хромосомных aberrаций могут быть

обусловлены особенностями динамики удельной активности радионуклидов в компонентах экосистем, свидетельствующие о стагнации автореабилитационных процессов на одамбированной территории левобережной поймы р. Припять.

Отмечена положительная корреляция между частотой aberrантных анафаз и мощностью поглощенной дозы у эмбрионов прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО. Дозовая зависимость количества aberrантных клеток в эмбриональных тканях моллюсков наиболее соответствует степенной функции (рис. 2).

Острое экспериментальное облучение эмбрионов прудовика обыкновенного на стадии трахофоры в диапазоне поглощенной дозы 3–300 Гр вызывает степенной рост количества хромосомных aberrаций от 11,2 до 63,4% (рис. 3). Частота aberrантных анафаз у эмбрионов моллюсков в контроле составила 1,2% и не превышала спонтанный уровень хромосомного мутагенеза. Полулетальной для эмбрионов прудовиков на стадии трахофоры была доза облучения 30 Гр, а поглощенная доза 60 Гр вызывала полную гибель эмбрионов в течение 20 сут. после облучения. Полулетальная доза облучения для взрослых особей моллюсков составила 120 Гр.

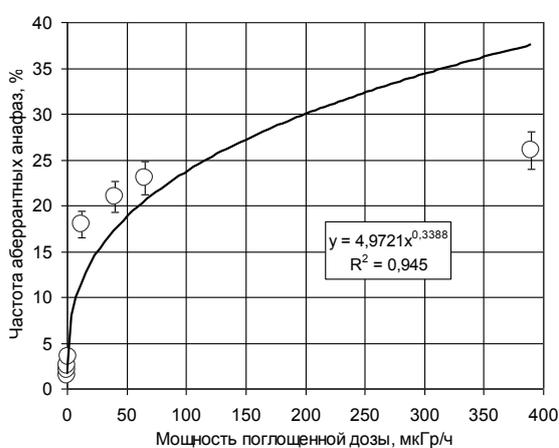


Рис. 2. Зависимость частоты aberrантных анафаз в эмбриональных тканях прудовика обыкновенного от мощности поглощенной дозы в водоемах ЧЗО

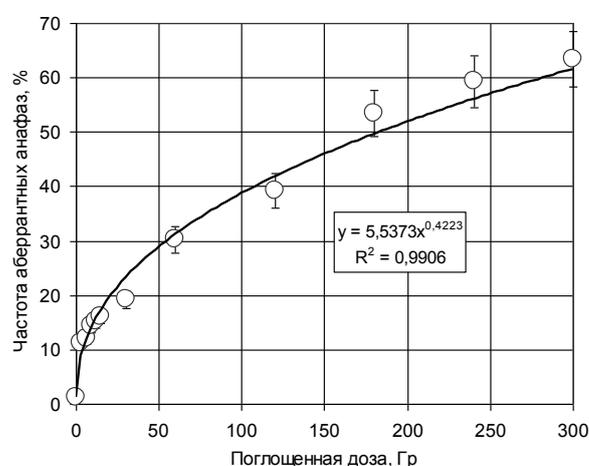


Рис. 3. Зависимость частоты aberrантных анафаз в эмбриональных тканях прудовика обыкновенного от поглощенной дозы при остром облучении

В клетках эмбрионов из наиболее загрязненных водоемов ЧЗО среди основных типов хромосомных aberrаций наблюдали преобладание мостов над фрагментами, а также образование значительного количества множественных aberrаций, что считается специфическим проявлением биологического воздействия ионизирующего излучения (рис. 4). В этом отношении показательны эмбрионы моллюсков из рек Уж и Припять, отобранные в пределах ЧЗО, которые, несмотря на практически фоновые уровни радионуклидного загрязнения, также характеризуются незначительным количеством клеток с множественными aberrациями. У моллюсков из всех контрольных водоемов наличие клеток с множественными aberrациями не регистрировали.

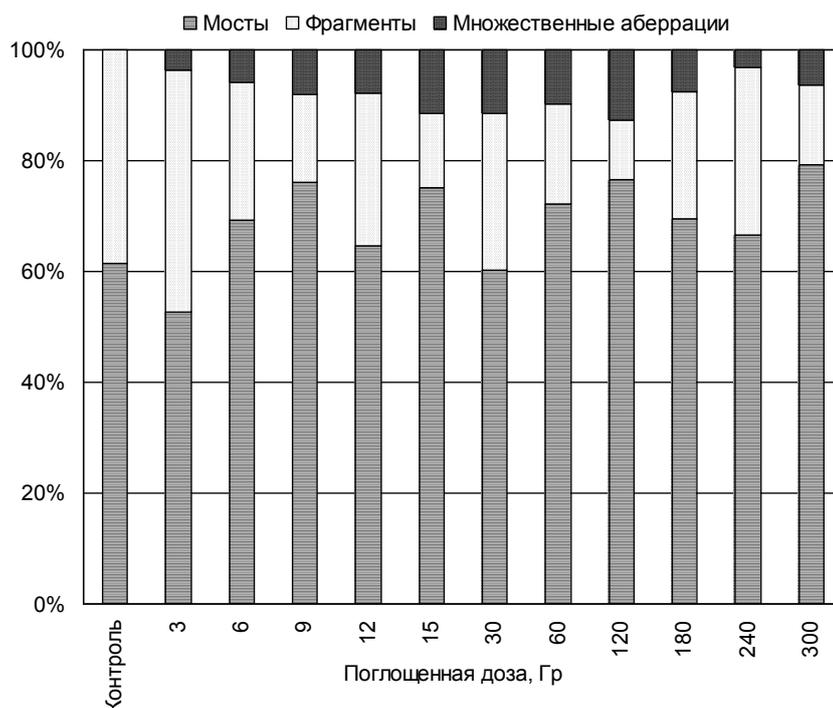


Рис. 4. Соотношение основных типов хромосомных aberrаций в клетках эмбрионов прудовика обыкновенного в водоемах с различным уровнем радионуклидного загрязнения в период 1998–2010 гг.

Описанную тенденцию также подтверждают данные экспериментального облучения моллюсков, в результате которого происходил рост выхода aberrантных мостов и множественных aberrаций с повышением поглощенной дозы. При действии острого облучения около 55–80 % общего количества aberrаций приходилось на мосты, 10–40% – на фрагменты и 4–17% составили множественные aberrации. В контроле общее количество мостов и фрагментов составило, соответственно 60 и 40%, а множественные aberrации отсутствовали (рис. 5).

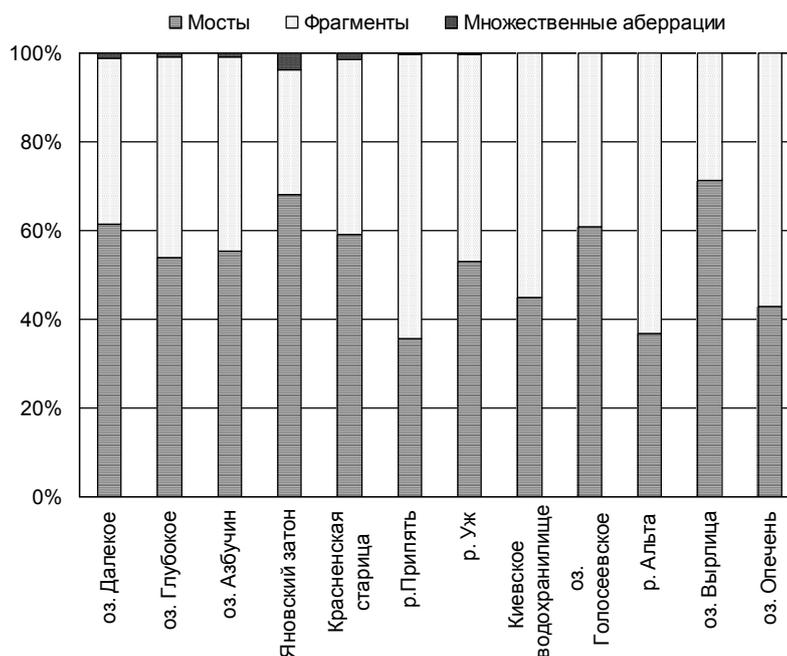


Рис. 5. Соотношение основных типов хромосомных aberrаций в клетках эмбрионов прудовика обыкновенного при действии острого экспериментального облучения

Сравнительный анализ состава форменных элементов гемолимфы прудовика обыкновенного показал, что у моллюсков из замкнутых водоемов ЧЗО доля мертвых агранулоцитов достигает 43,8 %, а количество фагоцитов – 45,0 %. Аналогичные показатели у моллюсков из контрольных водоемов были значительно ниже и составили соответственно в среднем около 5,3 и 4,2 %. Количество молодых амебоцитов у моллюсков ЧЗО было, наоборот, невысоким – до 20 %, в то время как у моллюсков контрольных водоемов достигало 89,6 % (рис. 6). В целом, анализ форменных элементов мантийной жидкости исследованных прудовиков, свидетельствует о существенном изменении состава гемолимфы моллюсков из наиболее загрязненных озер ЧЗО.

На протяжении 2009–2010 гг. анализировали морфологические показатели и наличие аномалий кладок прудовика обыкновенного: деспирализацию или слабую спирализацию тяжа с яйцевыми капсулами; многорядность размещения яйцевых капсул в синкапсуле; рыхлое размещение яйцевых капсул; сдвоенные яйцевые капсулы; многозиготность яйцевых капсул; яйцевые капсулы без зигот; зиготы вне синкапсул; яйцевые капсулы больших или меньших размеров, а также неправильной формы (табл. 1).

Таблица 1. Морфологические показатели и тератогенные нарушения кладок прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО в 2009–2010 гг.

Показатель	Контроль	Яновский затон	Озеро Глубокое	Озеро Далекое	Озеро Азбучин	Река Припять
Длина синкапсулы, мм	33,5	26,3	30,0	27,8	31,3	31,8
Длина яйцевых капсул, мм	1,35	1,16	1,29	1,22	1,22	1,31
Количество яйцевых капсул, экз.	106	75	93	89	101	99
Аномалии развития яйцевых капсул, %	0,8	23,6	9,2	2,4	1,6	—*

* – анализ не проводили

В результате выполненных исследований отмечено, что морфологические показатели кладок моллюсков из водоемов ЧЗО достоверно ниже контрольных. В импактных водных объектах зарегистрирован высокий процент следующих типов аномалий: отсутствие яйцеклетки в яйцевой капсуле; слабая спирализация тяжа с яйцевыми капсулами; многозиготность яйцевых капсул; однорядное размещение яйцевых капсул; малое количество яйцевых капсул в синкапсуле; наличие яйцеклеток и яйцевых капсул за пределами синкапсулы. Соотношение количества нарушений в строении кладок прудовиков из водоемов ЧЗО в сравнении с контрольной группой в среднем составляет 1:12.

В замкнутых водоемах ЧЗО отмечен повышенный процент аномальных раковин прудовиков с различными формами искривления последнего завитка, чаще всего в виде ступенчатой (до 0,5 см) деформации, возникающей, как правило, на втором году жизни моллюсков. В Яновском затоне доля аномальных раковин была максимальной и составила 58,3 %, в оз. Глубокое – 48,9 %, в Красненской старице (на территории одамбированного участка) – 25,0 %, в оз. Далекое-1 – 10 %, в оз. Азбучин – 2,8 %, в р. Припять (г. Чернобыль) – 1,1 %. В 5-ти контрольных водных объектах аналогичные аномалии или отсутствовали, или не превышали 0,7 %. В настоящее время нами не зарегистрировано достоверной зависимости между количеством деформированных раковин в водоеме и мощностью поглощенной дозы облучения. Мы можем лишь констатировать высокий

уровень аномалий раковин в наиболее загрязненных радионуклидами водоемах ЧЗО. Одним из возможных объяснений наблюдаемого явления могут быть повышенные дозы внешнего облучения, которые моллюски получают в период зимовки в донных отложениях водоемов.

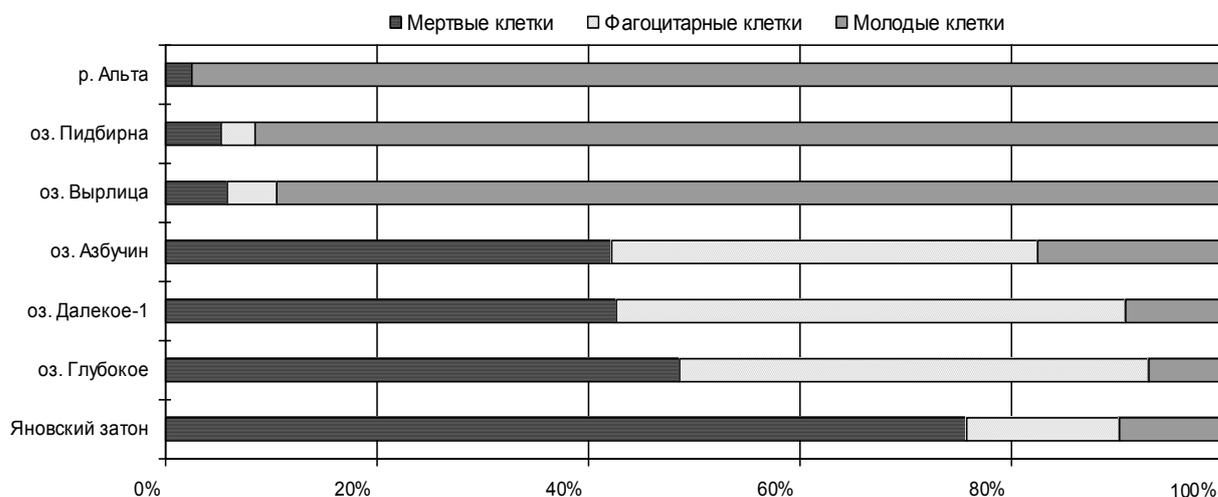


Рис. 6. Состав форменных элементов мантийной жидкости прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО и контрольных водоемах в 2007–2008 гг.

Выводы

1. Радиобиологические исследования прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО свидетельствуют о негативном воздействии хронического низкодозового облучения на организм моллюсков, проявляющемся на цитогенетическом и соматическом уровне, а также отражающемся на репродуктивной функции.

2. Мощность поглощенной дозы облучения для брюхоногих моллюсков, обитающих в приповерхностном слое водной толщи литорали и sublиторали водоемов ЧЗО, на протяжении 2000–2011 гг. регистрировали в диапазоне 0,3–390,0 мкГр/час. Максимальные уровни отмечены для озер одамбированного участка левобережной поймы р. Припять – Глубокое и Далекое-1, минимальные – для проточных водных объектов – рек Уж и Припять. Основным дозообразующим радионуклидом для моллюсков ЧЗО является ^{90}Sr , на долю которого приходится до 95–98 % внутренней мощности поглощенной дозы;

3. Данные цитогенетических и гематологических исследований продемонстрировали высокий уровень аберраций хромосом в клетках эмбрионов, а также существенное изменение состава гемолимфы взрослых особей моллюсков в наиболее загрязненных радионуклидами водных объектах ЧЗО. Частота аберраций хромосом в тканях моллюсков, обитающих в замкнутых водоемах, многократно превышает уровень спонтанного мутагенеза для водных организмов и может быть проявлением радиационно-индуцируемой генетической нестабильности.

4. Острое экспериментальное облучение эмбрионов прудовика обыкновенного на стадии трахофоры в диапазоне поглощенной дозы 3–300 Гр вызывает степенной рост количества хромосомных аберраций от 11 до 63%. Полулетальной для эмбрионов прудовиков на стадии трахофоры была доза облучения 30 Гр, а поглощенная доза 60 Гр вызывала полную гибель эмбрионов в течение 20 сут. Полулетальная доза облучения для взрослых особей моллюсков составила 120 Гр.

5. Эффективность влияния малых хронических доз ионизирующего излучения на эмбрионы прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО по критерию частоты выхода аберрантных клеток более чем на порядок величин превышает влияние кратковременного острого экспериментального облучения.

6. Прудовик обыкновенный может быть использован в качестве одного из референтных видов гидробионтов при разработке положений охраны окружающей среды от ионизирующего излучения с использованием основанного на биоте стандарта.

Литература

1. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. Функционально-экологические и возрастные закономерности концентрирования радионуклидов пресноводными моллюсками зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2001. – Т. 41, № 3. – С. 326–330.

2. Гудков Д.И., Назаров А.Б., Дзюбенко Е.В. и др. Радиозэкологические исследования пресноводных моллюсков в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2009. – Т. 49, № 6 – С. 703–713.

3. Гудков Д.И., Дзюбенко Е.В., Назаров А.Б., Каглян А.Е., Кленус В.Г. Пресноводные моллюски в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС: динамика содержания радионуклидов, дозовые нагрузки, цитогенетические и гематологические исследования // Гидробиологический журнал. – 2010. – Т. 46, № 3. – С. 86–104.

4. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Eds. J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. Stockholm: Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. 395 p.

5. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. – М.: Колос, 1974. – 288 с.

6. Majone F., Brunetti R., Gola I., Levis A.G. Persistence of micronuclei in the marine mussel, *Mytilus galloprovincialis*, after treatment with mitomycin // *Mutat. Res.*, 1987. – Vol. 191, № 3–4. – P. 157–161.

7. Дзюбо С.М., Романова Л.Г. Морфология амебоцитов гемолимфы приморского гребешка // *Цитология*. – 1992. – Т. 34, № 10 – С. 52–58.

8. Tsytsugina V.G. An indicator of radiation effects in natural populations of aquatic organisms // *Radiat. Protect. Dosim.* – 1998. – 75 (1–4). – P. 171–173.

АКТИВАЦИОННЫЙ АНАЛИЗ НА РЕЗОНАНСНЫХ НЕЙТРОНАХ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СПЕКТРОМЕТРА ПО ДЛИНЕ ЗАМЕДЛЕНИЯ

В.И.Гутько, С.В.Кобяшева*, Т.Н.Корбут**, Д.В.Русакевич*, А.М.Хильманович***

**МГЭУ имени А.Д. Сахарова, г. Минск*

*** ИФ НАН РБ, г. Минск*

В работе доказана необходимость контроля элементного состава почвы. Приведен вариант нейтронно-активационного анализа (НАА) на резонансных нейтронах. Формирование необходимых нейтронных спектров осуществляется с помощью спектрометра по длине замедления. Приведены физические основы работы спектрометра по длине замедления. Показана возможность проведения элементного анализа почв методом нейтронно-активационного анализа на резонансных нейтронах.

Введение

Химические элементы, в том числе и радионуклиды, в биосфере существуют в двух формах: концентрированной и рассеянной. Человек в результате своей деятельности активно использует многие химические элементы, в том числе и радионуклиды. В результате таких видов деятельности, как:

- производство и применение минеральных удобрений;
- утилизация и захоронение;
- отходов промышленного производства;

- радиоактивных отходов атомной промышленности, медицины и энергетики;
- испытание ядерного оружия;
- аварии на АЭС

происходит переход радионуклидов из концентрированной формы в рассеянную, что в конечном итоге приводит к повышению естественного радиационного фона и увеличению дозовых нагрузок на человека.

Воздействие ионизирующего излучения на организм человека можно условно подразделить на внешнее, контактное и внутреннее. Внутреннее облучение — ингаляционное и пероральное. Опасность внутреннего облучения организма значительно выше, чем при внешнем облучении вследствие увеличения времени облучения (облучение происходит круглосуточно), уменьшения геометрического ослабления потока энергии (источник излучения расположен вплотную), невозможности применения защитных средств (в случае перорального), избирательного отложения радионуклидов в отдельных органах человека.

Основным поставщиком радионуклидов при пероральном поступлении являются сельскохозяйственные продукты: мясо, овощи и фрукты. Накопление ими радионуклидов сильно зависит от элементного состава почвы. Избыток (недостаток) тех или иных элементов в почве увеличивает коэффициенты перехода r /нуклидов из почвы в растения, что и приводит к резкому увеличению дозовых нагрузок. Кроме того, нарушение баланса микроэлементов в организме человека (не сбалансированное питание, по той же причине) способствует накоплению радионуклидов. Ярким примером этого является накопление йода-131 в щитовидной железе населения Беларуси после аварии на ЧАЭС. Таким образом, знание элементного состава почвы и возможность его коррекции позволяют снизить поступление радионуклидов в организм человека.

Как было указано в работах [1, 2], внедрение ядерно-физических методов на несколько порядков повысило минимально обнаруживаемые в почвах количества элементов. Одним из таких методов является нейтронно-активационный анализ (НАА), который возник и развился после открытия атомной энергии и создания атомных реакторов. НАА характеризуется как метод, обладающий высокой чувствительностью. Инструментальный НАА характеризуется минимальной пробоподготовкой. Все эти достоинства НАА, а также экспрессность проведения привели к широкому использованию данного метода во многих отраслях науки и народного хозяйства. НАА также обладает рядом недостатков, к которым следует отнести необходимость применения сложной и дорогой аппаратуры; кроме того, должна быть обеспечена защита исполнителей анализа от радиоактивных излучений.

Из всего изложенного следует, что НАА, если рассматривать его в совокупности всех методов, обладает универсальными возможностями в том смысле, что он позволяет определить практически все имеющееся в природе элементы. Достижимая чувствительность очень высока, нет ограничений диапазона определяемых концентраций, который может простираться от предела обнаружения до 100%.

Физические основы метода

В работе исследуется вариант нейтронно-активационного анализа на резонансных нейтронах, спектры которых формируются с помощью спектрометра по длине замедления нейтронов. Физические основы спектрометра по длине замедления нейтронов изложены в работах [3, 4].

Предлагаемый вариант НАА на резонансных нейтронах направлен на повышение избирательности анализа. Это достигается путем формирования линейно независимых спектров в резонансной области энергии нейтронов (0,68 эВ...50 кэВ), наиболее адекватно соответствующих основным резонансам в сечении реакции (n, γ) аналитических изотопов. В качестве аналитических выбраны реакции на изотопах элементов, образующих валовый

состав почвы. Кроме этих элементов, рассматриваются микроэлементы, входящие в состав почвы. В таблице приведены элементы, аналитические изотопы, сечения реакции (n, γ) на тепловых нейтронах и резонансные интегралы.

Из таблицы следует, что для реакций на изотопах некоторых элементов сечение $\sigma_{res,} > \sigma_{th,}$. Например, для изотопов ^{30}Si , ^{34}S , ^{55}Mn , ^{58}Fe , ^{59}Co , ^{63}Cu , ^{65}Cu , ^{64}Zn , ^{68}Zn , ^{70}Zn , ^{75}As , ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{92}Mo , ^{98}Mo , ^{109}Ag , ^{106}Cd , ^{108}Cd , ^{110}Cd , ^{112}Cd , ^{114}Cd , ^{116}Cd , ^{112}Sn , ^{118}Sn , ^{206}Pb сечение радиационного захвата резонансных нейтронов превосходит сечение захвата тепловых нейтронов. Этим обстоятельством можно воспользоваться для повышения избирательности анализа.

Таблица. Элементы, входящие в валовый состав почвы, и их характеристики

Элемент	Аналит. изотоп	$\sigma_{th,}$ барн	$\sigma_{res,}$ барн	Элемент	Аналит. изотоп	$\sigma_{th,}$ барн	$\sigma_{res,}$ барн
$_{11}\text{Na}$	^{23}Na	0,53	0,32	$_{32}\text{As}$	^{75}As	4,48	61
$_{12}\text{Mg}$	^{26}Mg	0,035	0,027	$_{38}\text{Sr}$	^{84}Sr	0,95	11,2
$_{13}\text{Al}$	^{27}Al	0,232	0,0175		^{86}Sr	1,04	5,17
$_{14}\text{Si}$	^{30}Si	0,107	0,66		^{88}Sr	0,058	0,06
$_{15}\text{P}$	^{31}P	0,172	0,085	$_{42}\text{Mo}$	^{92}Mo	0,019	0,81
$_{16}\text{S}$	^{34}S	0,24	0,534		^{98}Mo	0,13	7,3
$_{19}\text{K}$	^{41}K	1,46	1,4		^{100}Mo	0,199	4,2
$_{20}\text{Ca}$	^{44}Ca	0,88	0,56	$_{47}\text{Ag}$	^{107}Ag	37,6	95
$_{22}\text{Ti}$	^{50}Ti	0,179	0,12		^{109}Ag	91	1450
$_{23}\text{V}$	^{51}V	4,93	2,6	$_{48}\text{Cd}$	^{106}Cd	1	4
$_{24}\text{Cr}$	^{50}Cr	15,9	8,1		^{108}Cd	1,1	11
$_{25}\text{Mn}$	^{55}Mn	13,3	13,8		^{110}Cd	11	40,5
$_{26}\text{Fe}$	^{58}Fe	1,28	1,4		^{112}Cd	2,2	13,5
$_{27}\text{Co}$	^{59}Co	37,45	71,1		^{114}Cd	0,336	23
$_{28}\text{Ni}$	^{64}Ni	1,58	1,19		^{116}Cd	0,075	1,35
$_{29}\text{Cu}$	^{63}Cu	4,5	4,94	$_{50}\text{Sn}$	^{112}Sn	1,01	35
	^{65}Cu	2,17	2,32		^{116}Sn	0,14	13,7
$_{30}\text{Zn}$	^{64}Zn	0,76	1,4		^{118}Sn	0,22	6,3
	^{68}Zn	0,072	0,24		^{124}Sn	9,134	8,532
	^{70}Zn	0,092	0,86	$_{82}\text{Pb}$	^{206}Pb	0,0305	0,2

В нашей работе [5] экспериментально показано, что с увеличением расстояния между источником нейтронов и точкой, в которой находится в замедлителе исследуемый образец, спектр резонансных нейтронов, описываемый выражением $\varphi(E)=A/E^{1+\alpha}$, «ужесточается». Степень «ужесточения» можно увеличить с помощью устройства, названного нами «спектрометром по длине замедления нейтронов» [3, 4]. Особенностью этого устройства является выбор ширины замедлителя и плотности материала замедлителя в соответствии с длиной пробега нейтрона в этом материале.

Рассматриваются в качестве материала замедлителя вода, полиэтилен, графит, свинец. В работе методом Монте-Карло проведены численные расчеты скоростей реакций для нейтронов с начальной энергией 2,5 МэВ для перечисленных в таблице аналитических изотопов и названных выше замедлителей. Проведен анализ полученных результатов и сформулированы требования к размещению исследуемых образцов веществ.

Оптимизация времени измерения активности радионуклидов исследуемых образцов

Существенным моментом в реализации рассматриваемого метода является оптимизация времени измерения активности исследуемых образцов. Задача оптимизации времени измерения активности образцов вызвана наличием их большого количества, существованием нескольких используемых реакций, а также требованием проведения измерений в одинаковых условиях, т. е. использования одного гамма-спектрометра.

В связи с этим в работе проводится расчет относительной статистической погрешности числа отсчетов аналитических пиков, в котором учитывается найденный выше спектр резонансных нейтронов и сечение ядерной реакции в резонансной области для рассматриваемых условий эксперимента.

В качестве критерия оптимального времени измерения может быть выбрано требование равенства относительной статической погрешности числа отсчетов всех аналитических пиков.

Относительная статическая погрешность числа отсчетов k -го аналитического пика δS_k рассчитывается как [6]

$$\delta S_k = \frac{\Delta S_k}{S_k} = \frac{\sqrt{S_{tot,k} + S_{bkg,k}}}{S_k}, \quad (1)$$

где $S_{tot,k}$ – суммарное число отсчетов в области номеров каналов анализатора, соответствующих k -му пика ($n=n_s \dots n_f$)

$$S_{tot,k} = S_k + S_{bkg,k}, \quad (2)$$

а $S_{bkg,k}$ – число отсчетов фона, состоящее из истинного фона установки $S_{bkg,k}^*$ и фона, обусловленного другими γ -излучателями используемого вещества $S_{bkg,k}^{**}$

$$S_{bkg,k} = S_{bkg,k}^* + S_{bkg,k}^{**} = \sum_{n=n_s}^{n_f} (S_{bkg,k,n}^* + S_{bkg,k,n}^{**}). \quad (3)$$

Истинный фон γ -спектрометра $S_{bkg,k}^*$ может быть измерен экспериментально, при наличии в момент измерения около детектора необлученного нейтронами раствора. Фон, обусловленный другими γ -излучателями планируемого к использованию вещества $S_{bkg,k}^{**}$ должен быть рассчитан. Для этого воспользуемся выражением числа отсчетов S_{bn} , вызванных элементом b в канале n спектрометра, которое для указанных целей запишем в виде

$$S_{bn} = m_b \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{m=1}^M \frac{N_A g_{bi} p_{bij} I_{bij} [1 - \exp(-\lambda_j t_a)] \exp(-\lambda_j t_s) [1 - \exp(-\lambda_j t_m)]}{M_b \lambda_j} \cdot \xi \kappa_m \psi_{mn}. \quad (4)$$

В приведенной формуле приняты следующие обозначения:

S – число отсчетов в фотопике;

m – масса эталонного элемента, г;

g – распространенность аналитического изотопа, отн. единицы;

p – выход γ -квантов на один распад образовавшегося радионуклида, отн. единицы;

$N_A = 6,022 \cdot 10^{23}$ – число Авогадро;

M – атомная масса элемента, г·моль⁻¹;

λ – постоянная радиоактивного распада, с^{-1} ;
 t_a, t_s, t_m – времена активации нейтронами, выдержки и измерения, соответственно, с;
 ξ и κ – коэффициенты, учитывающие самопоглощение нейтронов и γ -квантов образцом.

Функция ψ_{mn} , входящая в (4) и описывающая аппаратную форму линии спектрометра [7], позволяет рассчитать эффективность регистрации γ -квантов с энергией E_m

$$\varepsilon_m = \sum_{n=n_{sm}}^{n_{fm}} \psi_{mn} \quad (5)$$

В выражении (5) n_{sm} и n_{fm} – начальный и конечный каналы спектра, соответствующие пику с энергией γ -кванта E_m .

На начальном этапе расчетов можно принять, что процедура сравнения реакций при определении содержания элементов является относительной. В этом случае положим, что масса элемента b равняется $m_b=1$ г, а плотность потока нейтронов, определяющего скорость реакции I_{bij} , для заданного спектра – $F=10^7$ нейтрон/см²с. На следующем этапе расчетов можно принять содержание элементов в образцах равное значению кларков, а плотность потока нейтронов найденному экспериментальному значению.

Просуммировав числа отсчетов S_{bn} в каналах $n_s \dots n_f$, найдем $S_{tot,k}$, $S_{bkg,k}^{**}$ и S_k . С помощью формул (1 – 3) рассчитаем относительную статистическую погрешность числа отсчетов δS_k .

Отметим, что с точки зрения методологии ядерно-физических экспериментов проведение предварительных расчетов относительной статистической погрешности является обязательным этапом наряду с самим экспериментом и оценкой реальной погрешности анализа.

Литература

1. В.И.Гутько, А.М.Хильманович. Методы нейтронно-активационного анализа // Экологический вестник, Минск, 2009, № 2(8), с. 34 – 43.
2. М.С.Веренчикова, В.И.Гутько, А.М.Хильманович. Определение валового содержания химических элементов в почве // Экологический вестник, Минск, 2010, № 2(12), с. 155 – 152.
3. Способ измерения сечений ядерных реакций и устройство для его осуществления: а.с. №1434982 от 1.07.1988 / В.И.Гутько, А.М.Хильманович; Ин-т физики АН БССР.
4. Измерение сечений ядерных реакций с помощью спектрометра по длине замедления / В.И.Гутько, А.М.Хильманович. –Минск, 1996. 14 с. – (Препринт / АН БССР, Институт физики; ИФ № 705).
5. Т.Н.Корбут, С.В.Корнеев, Б.А.Марцынкевич, А.Ю.Фоков, А.М.Хильманович. Использование новых резонансных интегралов при определении характеристик спектрального распределения нейтронов // ПТЭ, 2009 № 3, с. 26 – 29.
6. В.И.Гольданский, А.В.Куценко, М.И.Подгорецкий. Статистика отсчетов при регистрации ядерных частиц. –М.: "Госатомиздат", 1959.– 411 с.
7. Марцынкевич Б.А., Тадэуш В.Н., Хильманович А.М., Ярмолкевич В.А. Расчет аппаратной формы линии γ -спектрометра интерполяционным методом // Известия АН БССР. Сер. физ.-мат. наук. –1986. – № 4. – С. 68–71.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРЕДПРИЯТИЯ ЯТЦ

Д.В. Дементьев

Институт биофизики СО РАН, Красноярск

По данным британского издания The Economist в 2009 г. в мире на АЭС, производилось 2560 ТВт энергии. По этим же данным к началу 2011 г. работало 443 ядерных энергоблоков суммарной мощностью 378 ГВт, 62 реактора общей мощностью 64 ГВт находилось в стадии строительства, 158 было запланировано к строительству и 326 проектов в стадии рассмотрения. Как показали события марта 2011 г. в Японии, не смотря на меры, принимаемые по повышению безопасности АЭС с момента чернобыльской аварии, данный вопрос до сих пор не нашёл надёжного решения. Радиоактивные выпадения после аварии на АЭС Фукусима-1 были зарегистрированы по всему миру, в том числе и в России на территории Красноярского края [1]. Несмотря на усилившееся негативное отношение к ядерной энергетике и сокращение программ развития ядерной промышленности в некоторых странах, в целом, количество эксплуатирующихся ядерных энергоблоков, по-видимому, будет увеличиваться. В связи с этим радиоэкологические исследования территорий вокруг предприятий ЯТЦ как никогда актуальны. В числе таких территорий находится бассейн р. Енисей, где расположен Горно-химического комбината (ГХК), производившего оружейный плутоний и на котором планируется запустить завод по производству МОХ-топлива. В почве на пойменных участках р. Енисей регистрируется широкий перечень техногенных радионуклидов, в том числе трансурановых. Сведения о накоплении радионуклидов в лесных экосистемах этих районов единичны и относятся главным образом к изучению загрязнения древесных растений, как основного объекта лесопользования. Другие растительные компоненты лесных экосистем, такие как кустарники, которые также участвуют в накоплении и перераспределении радионуклидов, ранее не анализировались [2, 3]. Целью работы является оценка накопления техногенных радионуклидов, в том числе трансурановых, в ягодных кустарниках за счёт корневого поступления.

В ягодных кустарниках: смородина красная (*Ribes hispidulum*), смородина чёрная (*Ribes nigrum*), шиповнике (*Rosa majalis*), малина (*Rubus idaeus*) и калина (*Viburnum opulus*) в 30-км зоне ГХК было проведено исследование накопления радионуклидов за счёт корневого поступления из почвы. Образцы кустарников и почвы собирали в 2004 – 2010 гг. на пойменных и не затопляемых участках вблизи населённых пунктов в 30-км зоне ГХК и на участке вне зоны действия предприятия (рисунок). Собранные в период плодоношения образцы ягодных кустарников разделяли на органы (ветки, листья, ягоды). Удельную активность гамма-излучающих радионуклидов в подготовленных навесках определяли на гамма-спектрометре Canberra (США) с полупроводниковым германиевым детектором в ИБФ СО РАН. Радиохимические исследования образцов кустарников и почв с пойменных участков на содержание альфа-излучающих изотопов (^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am и $^{243,244}\text{Cm}$) и бета-излучающего ^{90}Sr проводили в МосНПО «Радон» (Москва). Методики и приборное оборудование для анализа на радиостронций и трансурановые радионуклиды приведены в работе [4]. Все удельные активности радионуклидов приведены на воздушно-сухую массу образцов.



Рис. 1. Карта-схема района отбора проб (Красноярский край)

Многолетний мониторинг на пойменных участках ниже по течению р. Енисей от ГХК демонстрирует неоднородный характер загрязнения почв вследствие сложного рельефа и разных источников поступления радионуклидов. В настоящее время в пойменных почвах ниже по течению от ГХК определяются ^{60}Co , ^{137}Cs , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{90}Sr , а также изотопы трансурановых элементов: ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am и $^{243,244}\text{Cm}$ [3, 4]. На исследованных участках в пробах *Ribes hispidulum*, *Ribes nigrum*, *Rosa majalis*, *Rubus idaeus* и *Viburnum opulus* измеренная удельная активность ^{137}Cs составляет 0,2–64 Бк/кг. В пробах надземной фитомассы кустарников с пойменных почв зарегистрирован ^{60}Co – до 8,4 Бк/кг; накопление растениями других гамма-излучающих техногенных радионуклидов не обнаружено. На участках только с аэрозольным поступлением радионуклидов в собранных образцах кустарников зарегистрирован только ^{137}Cs с уровнями активности близких к пределу обнаружения. В кустарниках *Ribes nigrum*, *Rosa majalis* и *Viburnum opulus* максимальная удельная активность ^{137}Cs измерена в ягодах – до 64 Бк/кг. Листья видов *Ribes hispidulum* и *Rubus idaeus* характеризуются максимальной активностью ^{137}Cs (до 51 Бк/кг). По результатам радиохимического анализа ^{90}Sr в *Ribes nigrum* в наибольшей степени накапливается в листьях (до 60 Бк/кг) и в наименьшей в ягодах – до 3,8 Бк/кг [3]. В пробах наиболее загрязнённого радионуклидами пойменного участка “Атаманово (остров)” был проведён анализ на содержание трансурановых элементов [4]. Максимальное накопление изотопов трансурановых элементов в надземной фитомассе *Ribes nigrum* определено в листьях ($^{239,240}\text{Pu}$ до 0,4 Бк/кг; $^{243,244}\text{Cm}$ до 0,05 Бк/кг) и ягоде ($^{239,240}\text{Pu}$ до 0,88 Бк/кг и $^{243,244}\text{Cm}$ до 0,03 Бк/кг).

Оценку способности кустарников накапливать в своей биомассе радионуклиды проводили по рассчитанным коэффициентам накопления (КН). Наибольшие значения КН ^{137}Cs наблюдаются в листьях и ягодах (до 0,029) видов *Rubus idaeus* и *Ribes nigrum*. Полученные значения КН ^{137}Cs в ягодах данных видов хорошо согласуются с полученными ранее данными (0,020-0,034) [3]. В ветвях кустарников КН ^{137}Cs не превышает 0,009. Наиболее интенсивно в *Ribes nigrum* накапливается ^{90}Sr , для которого КН в листьях достигает 1,9, в ветвях – 0,9, в ягодах – 0,25, что сопоставимо с КН ^{137}Cs в грибах с этой же территории [3, 5]. Полученные низкие значения КН ^{90}Sr в ягодах по сравнению с другими органами *Ribes nigrum* хорошо согласуются с данными по чернобыльским выпадениям (0,26-0,66) [6]. По рассчитанным КН было получено, что накопление ^{137}Cs органами кустарников возрастает в ряду «ветки<листья<ягода», а для ^{90}Sr – в ряду «ягода<ветки<листья». Трансурановые элементы в надземной фитомассе *Ribes nigrum* наиболее интенсивно накапливаются в листьях и ягоде. По рассчитанным КН было получено, что накопление $^{243,244}\text{Cm}$ в органах смородины возрастает в ряду «ветки <

ягоды < листья», $^{239,240}\text{Pu}$ – «ветки < листья < ягоды». Для надземных органов *Ribes nigrum* КН трансурановых радионуклидов (0,01-0,056) сопоставимы или выше КН ^{137}Cs . По опубликованным ранее данным [7, 8] КН Pu и Am на порядок меньше КН ^{137}Cs . Полученные нами более высокие значения КН трансурановых элементов могут быть связаны с различиями в формах поступления трансурановых радионуклидов в почву на исследуемой территории.

Таким образом, отмеченные неоднородности распределения радионуклидов в почве и сопоставимость значений КН ^{137}Cs и трансурановых радионуклидов позволяют ожидать более высоких значений удельной активности трансурановых элементов в растениях на отдельных участках поймы р. Енисей. Данному вопросу в настоящее время посвящены единичные исследования, что делает необходимым развивать комплексные радиоэкологические исследования на территории Красноярского края, не смотря на сложность в определении радиоактивных изотопов в объектах окружающей среды.

Литература

1. Bolsunovsky A., Dementyev D. Evidence of the radioactive fallout in the center of Asia (Russia) following the Fukushima Nuclear Accident // J. Environ. Radioact. 2011. Vol. 102. P. 1062-1064.
2. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // J. Alloy. Compd. 2007. No. 444-445. P. 495-499.
3. Bolsunovsky A.Ya., Dementyev D.V. Accumulation of artificial radionuclides by edible wild mushrooms and berries in the forests of the central part of the Krasnoyarskii Krai // Radioprotection. 2009. No. 5(44). P. 115-120.
4. Bolsunovsky A., Ermakov A., Sobolev A. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei River floodplain // Radiochim. Acta. 2007. No. 95(9). Pp. 547–552.
5. Болсуновский А.Я., Дементьев Д.В., Бондарева Л.Г. Оценка накопления техногенных радионуклидов грибами в зоне влияния красноярского Горно-химического комбината // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. №1(46). С. 67-74.
6. Lux D., Kammerer L., Ruhm W., Wirth E. Cycling of Pu, Sr, Cs, and other longliving radionuclides in forest ecosystems of 30-km zone around Chernobyl // Sci. Total Environ. 1995. No. 173/174. P. 375-384.
7. Carini F. Radionuclide transfer from soil to fruit // J. Environ. Radioactivity. 2001. No. 52. P. 237-279.
8. Green N., Wilkins B.T., Hammond D.J. Transfer of radionuclides to fruit // J. Radioanal Nucl Ch. 1997. No. 226(1-2). P. 195-200.

ОЦЕНКА КРИТИЧЕСКИХ УРОВНЕЙ РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ ПО МОРФОМЕТРИЧЕСКИМ И БИОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

М.А. Дубынина, А.А. Удалова
ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемии, г. Обнинск

Защита человека от радиационного воздействия в настоящее время основывается на санитарно-гигиеническом принципе, направленном на ограничение поступления радиоактивных веществ в организм и снижение воздействия до пределов, не представляющих опасности для здоровья и генофонда. Основопологающим подходом в отношении безопасности окружающей среды является антропоцентрический принцип, согласно которому защита биоты гарантирована, если стандартами радиационной защиты

обеспечена безопасность человека. Но достаточность этого принципа в отношении охраны биоты не доказана (Алексахин, Фесенко, 2004).

Говоря о защите окружающей среды от воздействия ионизирующих излучений (ИИ), нельзя не обратить особое внимание на защиту агрофотосферы, поскольку она является неотъемлемым компонентом биосферы Земли. Агрофотосистемы с одной стороны, являются начальным звеном ведущих к человеку пищевых цепочек, с другой – имеют более высокую чувствительность по сравнению с естественными экосистемами практически ко всем видам воздействия природного и антропогенного характера (Алексахин, 1990; Гераськин, 2009; Тихомиров, 1985).

С целью определения дозовых нагрузок, приводящих к проявлению негативных реакций разной степени, и установления пределов (нормативов) воздействия, не вызывающих необратимых последствий, следует обобщить существующую информацию о радиобиологических эффектах у живых организмов (Удалова, 2010). В частности, для уточнения критериев оценки предельно допустимого радиационного воздействия на агроценозы была создана база данных «Действие ионизирующих излучений на растения» (БД), в которую внесена информация о радиобиологических эффектах у культурных и дикорастущих растений, взятая из литературных источников (статей в научных журналах, монографий, диссертаций и т.д.). Целью данной работы являлось определение допустимых уровней радиационного воздействия на сельскохозяйственные растения при остром и хроническом облучении по морфометрическим и биохимическим показателям с использованием обобщенной в БД информации.

Работа по созданию и пополнению базы данных «Действие ионизирующих излучений на растения» ведется в ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемии с 2007 г. На данный момент БД содержит около 5100 записей. Каждая запись включает несколько пар числовых значений вида «уровень радиационного воздействия – биологический эффект»; количество таких пар (вложенных записей) – почти 19000. Данные получены из 282 первоисточников, изданных преимущественно на русском языке.

Биологические эффекты, возникающие у растений под действием ИИ, объединены в следующие основные группы: выживаемость, морфометрические изменения, продуктивность, заболеваемость, биохимические изменения, генетические эффекты. Данные по морфометрическим и биохимическим показателям получены из 144 первоисточников и составляют 35% (1538 записей) от общего числа наборов данных; они представлены 5234 вложенными записями (31% от всех вложенных записей).

При оценке критических уровней радиационного воздействия на растения использовали подход, предложенный J.Garnier-Laplace с соавт. (2006), а именно, в качестве критического уровня при остром облучении рассматривали дозу ИИ, которая приводит к изменению биологического показателя на 50% (ED_{50}). В случае хронического действия критической считали мощность дозы ИИ, вызывающую снижение показателей на 10% (EDR_{10}). Критические уровни воздействия для каждой культуры определяли на основе регрессионного анализа зависимостей “доза (мощность дозы) – биологический эффект”.

Исходные данные, включенные в БД, получены в экспериментальных и мониторинговых исследованиях разных авторов, использовавших разные методические подходы. Поэтому имеющаяся информация отличается высокой неоднородностью, большим разбросом по величине дозовых нагрузок и наблюдавшихся эффектов. Чтобы снизить влияние указанной неомогенности на результаты расчетов, имеющаяся в БД информация для восстановления дозовых зависимостей и оценки критических нагрузок предварительно была проверена на соответствие специально разработанным критериям качества, которые оценивали непротиворечивость исходных данных общим радиобиологическим представлениям, соблюдение формальных требований к входным данным для проведения регрессионного анализа и т.д.

Для определения критических дозовых нагрузок на сельскохозяйственные растения применяли 2 способа обработки данных: анализ объединенных данных и дифференцированный анализ отдельных наборов данных.

При анализе объединенных данных использовали все имеющиеся данные о радиобиологических эффектах для каждой культуры растений, дозовую зависимость определяли по линейной модели, где в качестве зависимой переменной рассматривали наблюдаемый биологический эффект, представленный в процентах к соответствующему контролю. Оценки критических дозовых нагрузок считали достаточно обоснованными, если:

- регрессионная зависимость наблюдаемого эффекта от дозы или мощности дозы ИИ являлась статистически достоверной ($p < 0,10$);
- для построения дозовой зависимости было использовано не менее 10 наборов данных вида «дозовая нагрузка - биологический эффект» ($N \geq 10$).

В случае дифференцированного анализа отдельно рассматривали каждый набор данных (каждую запись), критические дозовые нагрузки определяли по двум моделям дозовой зависимости – линейной и логистической. Качество данных оценивали по следующим критериям:

- объем выборки n должен быть достаточен для проведения регрессионного анализа;
- изменение эффекта с дозой не противоречит существующим представлениям о биологическом действии радиации (стимулирующее действие не рассматривали);
- по крайней мере одно значение наблюдаемого эффекта должно располагаться в интервале от 10% до 90% диапазона возможного изменения данного биологического эффекта;
- предсказанное по восстановленной дозовой зависимости значение критической дозовой нагрузки не должно выходить за пределы интервала исследованных доз (или мощностей доз);
- уровень значимости регрессии должен быть по крайней мере меньше 10% ($p < 0,10$).

Результаты расчета критических дозовых нагрузок при объединенном анализе данных по изменению биохимических показателей при остром и хроническом облучении вегетирующих растений представлены в табл. 1.

Таблица 1. Критические дозовые нагрузки для сельскохозяйственных растений по биохимическим показателям (объединенные данные)

Культура	Острое облучение					
	N	n	ED_{50} , Гр	95-% ДИ	F	p
Овес	5	24	81100	63940÷108700	1,6	0,22
Кукуруза	26	60	1110,5	762,4÷1760,2	3,6*	0,06
Горох	36	105	86900	–	0,0001	0,99
Бобы	17	34	904,4	–	0,06	0,81
Свекла	1	4	23,1	17,7÷29,2	25,5*	0,04
Хроническое облучение						
Культура	N	n	EDR_{10} , мГр/ч	95-% ДИ	F	p
Овес	1	4	53,1	40,3÷74,8	17,2	0,34
Картофель	11	33	66,4	44,7÷86,2	19,6*	0,0001
Капуста пекинская	2	10	н.о.	–	0,0004	0,98

N - число наборов данных; n – число пар данных; p – уровень значимости критерия Фишера; * – регрессионная зависимость статистически достоверна ($p < 0,10$); – - установить 95-% ДИ не удалось; н.о. – не оценена дозовая нагрузка, т.к. наблюдается стимулирующее действие в данном диапазоне доз; серым цветом выделены культуры, по которым можно определить критические дозовые нагрузки ($N \geq 10$, $p < 0,10$).

Линейная зависимость наблюдаемых биохимических изменений от дозы статистически достоверна ($p < 0,10$) для кукурузы и свеклы, а от мощности дозы – только для картофеля. Однако данные для свеклы представлены только одной записью ($N=1$), содержащей 4 пары данных, поэтому полученное значение ED_{50} нельзя считать достаточно обоснованным. Число наборов данных для кукурузы и картофеля больше 10, что позволяет определить критические дозовые нагрузки, которые составили $ED_{50}=1110,5$ Гр и $EDR_{10}=66,4$ мГр/час, соответственно.

Одной из основных причин слабой достоверности дозовых зависимостей является высокая негомогенность исходных данных. Кроме того, в диапазоне малых доз часто наблюдается стимулирующее действие радиации, что также снижает качество аппроксимации данных линейной зависимостью. Так, улучшение биохимических показателей наблюдалось у картофеля при мощности дозы 0,07 мГр/ч (до 202 % от контрольного уровня), у кукурузы – при дозах 1, 10, 100, 150 и 1000 Гр (до 390%). Наличие данных горметического типа уменьшает коэффициент наклона регрессионной зависимости, что, соответственно, может приводить к завышению оценок критических уровней радиационного воздействия.

Данных по морфометрическим изменениям у сельскохозяйственных растений при действии ИИ значительно больше по сравнению с данными по биохимическим показателям. Для большинства культур (11 из 14-ти при остром облучении, 8 из 15-ти – при хроническом) линейные зависимости радиобиологических эффектов от дозовых нагрузок являются статистически достоверными ($p < 0,10$).

Требование достаточного объема данных ($N > 10$) в условиях острого облучения выполняется для 5-ти культур, наиболее радиочувствительной из которых является пшеница ($ED_{50}=25,4$ Гр). При хроническом облучении оценки критической мощности дозы достаточно обоснованы только для двух культур (пшеница и ячмень), наименьшее значение $EDR_{10}=29,1$ мГр/ч получено для ячменя.

При дифференцированном анализе качество всех наборов данных о биохимических изменениях не удовлетворяло сформулированным выше критериям как при хроническом, так и при остром облучении растений, поэтому оценок EDR_{10} и ED_{50} получено не было.

Критические дозовые нагрузки по морфометрическим изменениям удалось определить для четырех культур – ячменя при хроническом облучении; яблони, кукурузы и пшеницы при остром облучении (табл. 2). В последнем случае кукуруза оказалась наиболее радиочувствительной.

Оценки, полученные по разным моделям дозовой зависимости (линейной и логистической), различаются незначительно. Большая дисперсия оценок EDR_{10} для ячменя, а также ED_{50} для яблони и пшеницы связана с малым количеством наборов данных ($N=3$), которые соответствуют 5 критериям качества.

Таблица 2. Критические дозовые нагрузки для сельскохозяйственных растений по морфометрическим показателям (дифференцированный анализ)

Культура	N	EDR_{10} , мГр/ч	
		Линейная модель	Логистическая модель
Ячмень	3	43,4 (-20,8÷107,7)	40,5 (24,5÷56,5)
		ED_{50} , Гр	
Яблоня	3	59,3 (43,2÷75,3)	58,1 (43,9÷72,3)
Кукуруза	6	17,6 (14,3÷20,9)	16,9 (12,0÷21,8)
Пшеница	3	20,4 (9,8÷32,1)	17,4 (-0,1÷34,8)

N – число наборов данных; в скобках представлены 95% доверительные интервалы

Предельно допустимые дозовые нагрузки для агроценоза следует устанавливать таким образом, чтобы обеспечить защиту наиболее чувствительных культур. В табл. 3

представлены сводные результаты оценок критических доз и мощностей доз для самых радиочувствительных сельскохозяйственных растений, полученные двумя расчетными методами по данным о морфометрических и биохимических изменениях. Поскольку при дифференцированном анализе отдельных наборов данных результатов по биохимическим показателям не было получено, использование метода расчета критических дозовых нагрузок по объединенным данным следует признать более обоснованным.

Таблица 3. Критические дозовые нагрузки для наиболее радиочувствительных сельскохозяйственных растений

Биохимические изменения			Морфометрические изменения		
Объединенные данные	Дифференцированный анализ		Объединенные данные	Дифференцированный анализ	
	линейная	логистическая		линейная	линейная
Острое облучение					
1110,5 Гр	-	-	25,4 Гр	17,6 Гр	16,9 Гр
Хроническое облучение					
66,4 мГр/ч	-	-	29,1 мГр/ч	43,4 Гр	40,5 мГр/ч

В разработанной БД информация о радиационно-индуцированных биохимических изменениях представлена более скудно, чем для морфометрических эффектов. Кроме того, морфометрические показатели более радиочувствительны (табл. 3). Таким образом, из двух изученных в данной работе групп радиобиологических эффектов именно морфометрические изменения следует использовать для установления допустимых уровней воздействия, так как этот критерий следует признать более чувствительным и лучше обеспеченным достоверными данными.

Если принять метод расчета по объединенным данным как более предпочтительный, то в целом для агроценоза, согласно проведенным расчетам, предельно допустимый уровень радиационного воздействия не должен превышать 25,4 Гр (95%-ный доверительный интервал – 23,5÷27,3 Гр) при остром облучении и 29,1 мГр/ч (95%-ный ДИ – 13,9÷46,0 мГр/ч) при хроническом облучении.

Ограниченный объем доступной информации, несовершенство методического и дозиметрического обеспечения в работах-первоисточниках, высокая вариабельность значений биологических показателей, погрешности аппроксимаций и множество других причин приводят к существенной неопределенности оценок допустимых уровней воздействия ИИ на биоту. Для научного обоснования экологических нормативов допустимого воздействия ИИ необходимо совершенствовать методические подходы к его нормированию, продолжить накопление данных и критический анализ имеющейся информации. Накопление данных позволит установить критические дозовые нагрузки на сельскохозяйственные растения по другим группам радиобиологических эффектов (цитогенетические, заболеваемость) с учетом таких важных факторов, как вид излучения (γ -, β - и т.д.), пути облучения (внутреннее/внешнее), биологические особенности культур, фазы их развития в момент воздействия ИИ.

Литература

1. Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44. – № 1. – С. 93-103.
2. Алексахин Р.М. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере. / Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов – М.: Наука, 1990. – 368 с.

3. Гераськин С.А., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И. Методы оценки устойчивости агроэкосистем при воздействии техногенных факторов. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2009. – 134 с.

4. Тихомиров Ф.А. Современные проблемы и научно прикладные задачи радиэкологии. // Известия высшей школы. Биологические науки. – 1985. – №1. – С. 5-15.

5. Удалова А.А., Ульяненко Л.Н., Алексахин Р.М. Методология оценки допустимого воздействия ионизирующих излучений на агроценозы // Радиационная биология. Радиэкология. – 2010. – Т. 50. – № 5. – С. 1–10.

6. Garnier-Laplace J., Della-Vedova C., Gilbin R. First derivation of predicted-no-effect values for freshwater and terrestrial ecosystems exposed to radioactive substances // Environ. Sci. Technol. – 2006. – V. 40. – P. 6498–6505.

УРОВЕНЬ КОНЦЕНТРАЦИЙ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В КОМПОНЕНТАХ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВЫСОКОГОРНЫХ ПОЯСОВ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО АЛТАЯ

И.А. Егорова, А.В. Пузанов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

Находящиеся в почве тяжелые естественные радионуклиды переходят в растения и включаются в биологический круговорот. В живом веществе обнаруживается некоторая аккумуляция тяжелых естественных радионуклидов – калия и отчасти радия и лишь крайне слабая – урана. В литературе приводится много сведений о содержании естественных радионуклидов в древесных растениях, произрастающих на территориях с повышенным количеством радиоактивных элементов. Радиоактивные изотопы, накапливающиеся в коре деревьев, остаются в них до конца жизни растений. Периодически возвращаются в почву те радионуклиды, которые находятся в листьях и хвое. Радиоизотопы, аккумулированные травами, после их отмирания практически целиком переходят в почву.

Цель исследования – выявить особенности распределения естественных радионуклидов (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) в компонентах наземных экосистем высокогорных поясов Северо-Западного Алтая

Задачи:

- исследовать внутрипрофильное распределение радионуклидов в почвах различного генезиса;
- рассмотреть накопление радионуклидов в дикорастущих растениях Северо-Западного Алтая.

Объектами настоящего исследования явились экосистемы высокогорных поясов Северо-Западного Алтая.

Исследованы доминантные дикорастущие растения фитоценозов Северо-Западного Алтая. Определена активность естественных радионуклидов и в надземной массе растений. Почва и образцы растений отбирали в одном и том же месте, в июне 2006 года, августе 2007. Брели надземную массу растений с таким расчетом, чтобы объем сухой массы был не менее 0,5 л.

Радионуклиды определяли гамма-спектрометрическим методом [1], физико-химические свойства почв – общепринятыми в почвоведении методами.

Радиационный фон неодинаков на разных участках земной поверхности и зависит от концентрации естественных радионуклидов в подстилающих почвы породах. Почвообразующие породы имеют непосредственную связь с химическим составом коренных пород, наследуя, в том числе и концентрации естественных радионуклидов. Уровень радиоактивности почв, создаваемый излучением естественных радионуклидов, определяется в первую очередь содержанием этих нуклидов в материнских породах.

Кроме того, уровень радиоактивности почв зависит от принадлежности к ландшафту и климатических условий, процессов вертикальной и горизонтальной миграции в почвах, их биологической аккумуляции и т.д. [2].

Среднее содержание ^{238}U в исследованных растениях Северо-Западного Алтая составляет $53,23 \pm 4,03$ Бк/кг, что выше его среднего значения в почвах данной территории (34,8 Бк/кг) [3]. Концентрация ^{238}U в растениях варьирует от 3 до 120 Бк/кг. Различные виды растений способны накапливать элемент в разной степени. Максимальные концентрации урана отмечены в иве арктической *Salix rhamnifolia*.

Удельная активность ^{238}U зависит от типа почв, на которых произрастают растения. Максимальные концентрации ^{238}U отмечены в растениях, произрастающих на горно-тундровых почвах, а минимальные – на черноземах. Максимальный уровень удельной активности ^{238}U отмечен в дерново-подзолистой почве и равен 78,8 Бк/кг, такой же уровень удельной активности ^{238}U характерен горно-луговым почвам.

Определенной зависимости между накоплением радионуклидов растениями и их концентрацией в почве не наблюдается. В случае урана–238, концентрация радионуклида в растениях превышает их содержание в почве в 2 раза.

Среднее содержание ^{232}Th в почвах Северо-Западного Алтая составляет 25,5 Бк/кг, что соответствует фоновой концентрации этого радионуклида в педосфере исследуемого региона. Максимальный уровень удельной активности тория для горно-тундровых почв составляет 34,1 Бк/кг, а для горно-луговых почв - 49,3 Бк/кг, в черноземе выщелоченном отмечен самый высокий уровень удельной активности ^{232}Th – 62,0 Бк/кг.

Концентрация ^{232}Th в растениях Северо-Западного Алтая варьирует от 1 до 50 Бк/кг. Среднее содержание ^{232}Th в надземной массе растений составляет $8,13 \pm 1,54$ Бк/кг. Относительно высокое содержание тория обнаружено в березе круглолистной *Betula rotundifolia* – 50 Бк/кг, иве арктической *Salix rhamnifolia* – 40 Бк/кг, борце северном *Aconitum septentrionale* – 25 Бк/кг.

Внутрипрофильное распределение ^{40}K в почвах различное, что объясняется формированием этих почв на разных почвообразующих породах. В большинстве случаев ^{40}K относительно накапливается в гумусовом горизонте.

Удельная активность ^{40}K в исследуемых почвах значительно варьирует, средняя удельная активность составляет 487,4 Бк/кг. Максимальный уровень удельной активности калия для горно-тундровых почв составляет 865 Бк/кг, а для горно-луговых почв - 998 Бк/кг соответственно.

Удельная активность калия в надземной фитомассе растений Северо-Западного Алтая варьировала от 6 до 3985 Бк/кг. Среднее содержание ^{40}K в растениях составляет 740 Бк/кг, что выше его средних значений в почве – 487,4 Бк/кг [3], это вполне объяснимо биогенными свойствами калия. Максимальное количество калия отмечено у борца северного *Aconitum septentrionale* – 3985 Бк/кг, сныти обыкновенной *Aegopodium podagraria* – 2478 Бк/кг, а минимальное – у мха.

Определенной зависимости между накоплением калия-40 растениями и его концентрацией в почве не наблюдается.

Удельная активность ^{40}K в растениях зависит от типа почв, на которых они произрастают. Максимальные концентрации ^{40}K отмечены в растениях, произрастающих на светло-серых лесных почвах, а минимальные – на горно-тундровых почвах.

Таким образом, выявлена существенная неоднородность в содержании естественных радиоактивных элементов в почвах Северо-Западного Алтая, что обусловлено контрастностью почвообразующих пород, физико-химическими свойствами почв, ландшафтно-геохимическими условиями миграции и аккумуляции элементов.

Уровень содержания естественных радиоактивных элементов (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) в изученных растениях Северо-Западного Алтая также существенно варьирует.

Среди исследованных радионуклидов в растениях удельная активность урана-238 превышает уровень фона, это может быть связано с высоким содержанием этого радионуклида в материнских породах.

Удельная активность тория-232, и калия-40 в растениях Северо-Западного Алтая находится в пределах фоновых значений и не превышает предельно допустимых величин.

Литература

1. Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов: Метод. разраб. – Новосибирск: ИГиГ СО АН СССР, 1971. – 68 с.

2. Дричко В.Ф., Крисюк Б.Э. и др. Частотное распределение концентраций радия-226, тория-228 и калия-40 в различных почвах // Почвоведение. – 1977. – № 9. – С 75-80.

3. Егорова И.А. Естественные и искусственные радионуклиды в почвах высокогорных ландшафтов Северо-Западного Алтая / И.А. Егорова, А.В. Салтыков // Проблемы региональной экологии, 2008. – №6. – С.63-67.

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ДРЕВЕСИНЕ НА ТЕРРИТОРИИ ПРОВЕДЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ F-РАДИОГРАФИИ

*Ю.Л. Замятина, Т.А. Архангельская, Л.П. Рихванов, А.А. Капустина
Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск*

Для получения достоверной информации о содержании радионуклидов в объектах окружающей среды применяют высокоточные методы анализа. Среди таких методов есть группа радиографических методов, которые относятся к ядерно-физическим методам исследования и позволяют определять общее количественное содержание определенных радионуклидов, их пространственное распределение и локальные концентрации. Радиографические методы основываются на регистрации различными детекторами излучения от исследуемого объекта с последующим выявлением следов этого излучения.

Среди известных радиографических методов особое место занимает метод осколочной радиографии (*f*-радиографии). F-радиография является уникальным методом анализа делящихся радионуклидов (элементы, делящиеся при воздействии тепловых нейтронов – ^{235}U и трансурановые радионуклиды (^{239}Pu , ^{241}Am и др.)) в самых различных объектах. Метод позволяет с высокой точностью определять количественное содержание делящихся радионуклидов, пространственное их распределение, а также формы нахождения в исследуемом объекте [1]. Данный метод является инструментальным и позволяет выполнять анализ без химической подготовки и разрушения пробы.

В основу метода *f*-радиографии положена реакция деления ядер атомов радиоактивных элементов (урана, плутония и др.) под действием тепловых нейтронов и регистрация осколков деления на детекторе. При этом на детекторе, в качестве которого используется, например лавсановая пленка, фиксируются следы от осколков деления (треки), которые можно наблюдать в электронный микроскоп, а после соответствующей обработки и в оптический микроскоп. Количество треков пропорционально содержанию радионуклида в данной точке исследуемого образца [1].

Использование метода *f*-радиографии для исследования таких природных объектов, как растительность, почва, торф и др. позволяет вести мониторинговые исследования радиационной обстановки на любой территории. При этом индикаторным показателем радиоактивного загрязнения окружающей среды будут являться делящиеся радионуклиды. Эта группа радионуклидов присутствует в составе практически всех

выбросов и сбросов, которые произошли в результате активной деятельности человека по использованию атомной энергии.

Например, при использовании метода f -радиографии для исследования древесной растительности анализируется радионуклидный состав древесины, а именно изучается уровень и характер накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах. Информация о содержании делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев позволяет восстановить динамику радиационной ситуации на территории произрастания изучаемых деревьев за длительный период.

Методические особенности проведения f -радиографического анализа древесины изложены в методических указаниях НСАМ № 64, патенте РФ №. 2265869 «Способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды», а также в опубликованной литературе [2-5].

Требуемое для выполнения f -радиографического анализа облучение потоком тепловых нейтронов обеспечивается на исследовательском ядерном реакторе университета.

При проведении f -радиографического анализа древесины используется урановый эталон с известной концентрацией ^{235}U . Для определения концентрации делящихся радионуклидов проводится пересчет плотности треков от осколков делящихся радионуклидов в соответствующее ей количественное содержание, для чего используются данные по урановому эталону (плотность треков от осколков деления, зафиксированная от эталона с известным содержанием ^{235}U). При этом определяется общая концентрация всей совокупности делящихся радионуклидов (используемая технология не позволяет выделять каждый делящийся радионуклид отдельно), которая условно принимается за «эквивалентный уран».

С применением метода f -радиографии были проведены исследования по изучению многолетней динамики поступления в древесину деревьев (сосен) делящихся радионуклидов на территории участков проведения четырех подземных ядерных взрывов (ПЯВ) («Горизонт-3», «Кратон-2», «Метеорит-2» и «Плутон-1»), расположенных в Красноярском крае. Для экспериментальных исследований были отобраны спилы сосен, произрастающих в радиусе не более 100 метров от боевых скважин каждого из исследуемых ПЯВ.

На участке ПЯВ «Горизонт-3» был отобран образец древесины, имеющий 82 годичных кольца, что соответствует временному периоду развития дерева с 1929 по 2010 гг. После выполнения f -радиографического анализа была установлена динамика накопления делящихся радионуклидов во всех годичных кольцах изучаемого образца древесины (т.е. за период времени 1929-2010 гг.) на основании данных о плотности треков от осколков деления делящихся радионуклидов, накопленных в каждом годичном кольце. Характер распределения треков от осколков деления по всем годичным кольцам показан на рисунке 1.

При изучении данного образца был получен длительный ряд наблюдений по накоплению радионуклидов в годичных кольцах, который охватывает доядерный период (до 1945 г), период испытания ядерного оружия в атмосфере, период проведения ПЯВ «Горизонт-3» (1975 г.) и современную ситуацию поступления в окружающую среду делящихся радионуклидов. Таким образом, изучая данный образец можно оценить уровень накопления делящихся радионуклидов в древесине в период проведения ПЯВ в сравнении с другими временными отрезками.

По результатам анализа было вычислено среднее содержание делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам, которое по плотности треков составило 44 трека/мм², что в количественном выражении оценивается как 0,056 мг/кг «эквивалентного урана». Полученное значение сопоставимо с ранее установленным фоновым уровнем

накопления делящихся радионуклидов в древесине для территории Сибирского региона в целом (0,06-0,09 мг/кг), и для Красноярского края (0,06 мг/кг) в частности [4-5].

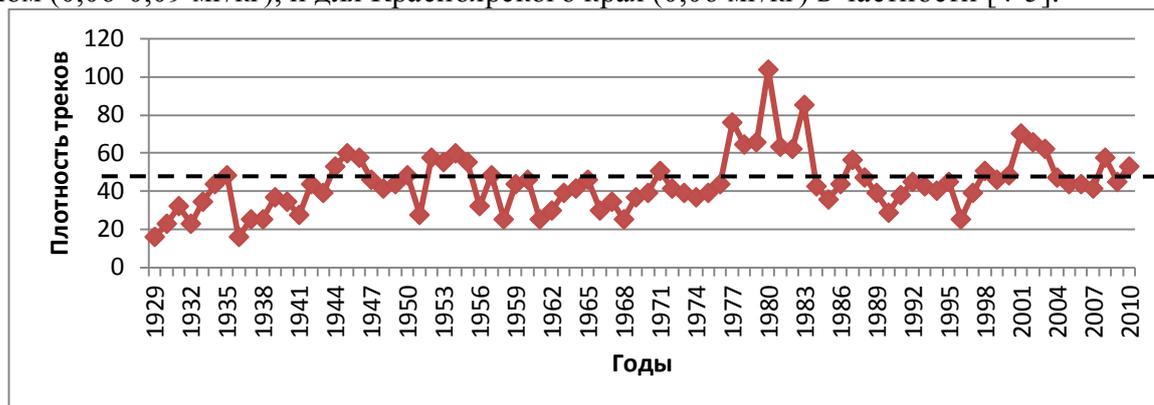


Рис. 1. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, произраставшей на территории участка «Горизонт-3». Время проведения ПЯВ – 1975 г.
 - - - - - региональный фон для Красноярского края

Анализ динамики распределения треков по годичным кольцам показывает, что год проведения ПЯВ «Горизонт-3» (1975 г.) не выделяется на фоне общей динамики каким-либо повышенным накоплением делящихся радионуклидов, при этом последующий 5-летний период после проведения ПЯВ характеризуется резким увеличением содержания делящихся радионуклидов, о чем свидетельствует повышение плотности треков в годичных кольцах, соответствующих 1977-1982 годам. Данный факт может свидетельствовать о влиянии проведенного ПЯВ, которое нашло отражение в увеличении концентрации делящихся радионуклидов, поступивших по корневой системе в древесину. После середины 80-х гг. динамика накопления уменьшается и, в среднем, находится на уровне 46-50 треков/мм².

Результаты исследования образца древесины, отобранного на участке проведения ПЯВ «Метеорит-2» показаны на рисунке 2. ПЯВ «Метеорит-2» являлся одним из самых мощных взрывов на территории Красноярского края – 15 кт в тротиловом эквиваленте [6]. В результате проведения датировки было установлено 40 годичных колец, что соответствует временному периоду 1971-2010 гг. Возраст данного образца позволяет получить ограниченный ряд временных наблюдений по накоплению делящихся радионуклидов в годичных кольцах, но, тем не менее, время проведения ПЯВ «Метеорит-2» (1977 г.) отражает, как и современную картину поступления в окружающую среду делящихся радионуклидов.

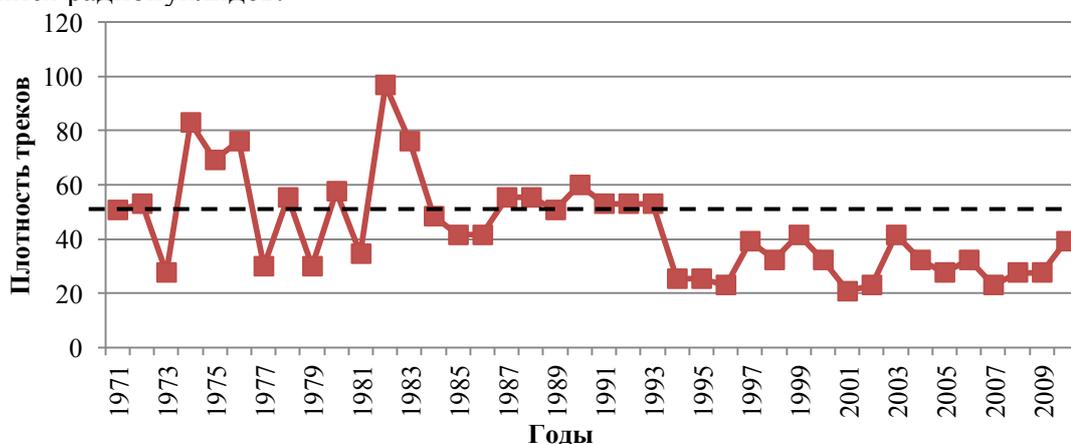


Рис. 2. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, произраставшей на участке ПЯВ «Метеорит-2». Время проведения ПЯВ – 1977 г.

----- - региональный фон для Красноярского края

По результатам анализа было вычислено среднее содержание делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам, которое по плотности треков составляет 44 трека/мм², что в количественном выражении оценивается как 0,056 мг/кг «эквивалентного урана». Полученное значение, также как и в предыдущем случае, сопоставимо с ранее установленным фоновым уровнем накопления делящихся радионуклидов в древесине.

Анализ динамики распределения треков по годичным кольцам показывает, что год проведения ПЯВ «Метеорит-2» (1977 г.) попадает в серию колец (1974-1983 гг.) с несколько повышенным, относительно среднего значения, содержанием делящихся радионуклидов. Данный факт, вероятно, отражает более активное усвоение элементов, в целом, в ранний период развития данного конкретного дерева. В последующем периоде изменение концентрации радионуклидов находится на уровне среднего значения по всем годичным кольцам.

Результаты исследования образца древесины, отобранного на участке проведения ПЯВ «Кратон-2» показаны на рисунке 3. В результате датировки данного образца было установлено, что количество годичных колец – 50 и соответствует временному периоду 1959-2010 гг.

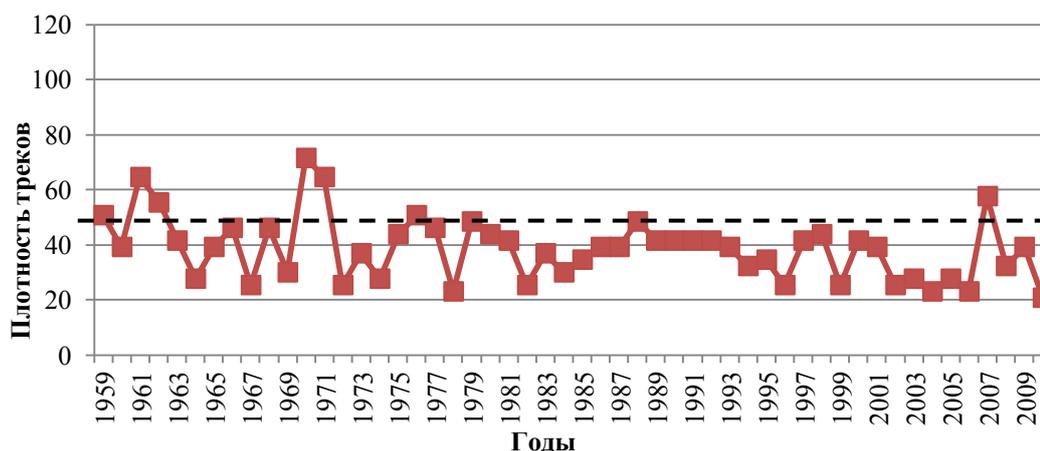


Рис. 3. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, произрастающей на участке ПЯВ «Кратон-2». Время проведения ПЯВ – 1978 г.

----- - региональный фон для Красноярского края

При изучении данного образца был получен достаточно длительный ряд наблюдений по накоплению делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев, который охватывает период активного испытания ядерного оружия в атмосфере, период проведения ПЯВ «Кратон-2» (1978 г.) и современную ситуацию поступления в окружающую среду делящихся радионуклидов.

Среднее содержание делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам, которое по плотности треков составляет 38,6 треков/мм², что в количественном выражении оценивается как 0,054 мг/кг «эквивалентного урана». Полученное значение сопоставимо с ранее установленным фоновым уровнем для территории Сибири.

Анализ динамики распределения треков по годичным кольцам показывает, что год проведения ПЯВ «Кратон-2» (1978 г.) не выделяется на фоне общей динамики каким-либо повышенным накоплением делящихся радионуклидов. В целом, динамика накопления делящихся радионуклидов по годичным кольцам данного образца довольно равномерная. Незначительно повышенной концентрацией треков характеризуется начальный период развития дерева, что может быть обусловлено биологическими особенностями самого

древесного растения, а также может отражать влияние периода активного испытания ядерного оружия в атмосфере.

Результаты f-радиографического анализа образца древесины, отобранного на участке ПЯВ «Плутон-1» показаны на рисунке 4. Возраст данного образца (20 годичных колец, соответствующих периоду 1991-2010 гг.) позволяет получить ограниченный ряд временных наблюдений по накоплению делящихся радионуклидов в годичных кольцах, который даже не включает год проведения ПЯВ «Плутон-1» (1980 г.).

На основании полученных данных было вычислено среднее содержание делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам, которое по плотности треков составляет 67 треков/мм², что в количественном выражении оценивается как 0,075 мг/кг «эквивалентного урана». Полученное значение в 1,5 раза отличается от средних значений, установленных для образцов древесины, отобранной с участков «Горизонт-3», «Метеорит-2» и «Кратон-2», но сопоставимо с ранее установленным фоновым уровнем накопления делящихся радионуклидов в древесине для территории Сибири в целом (0,06-0,09 мг/кг), и для Красноярского края (0,06 мг/кг), в частности [4-5].

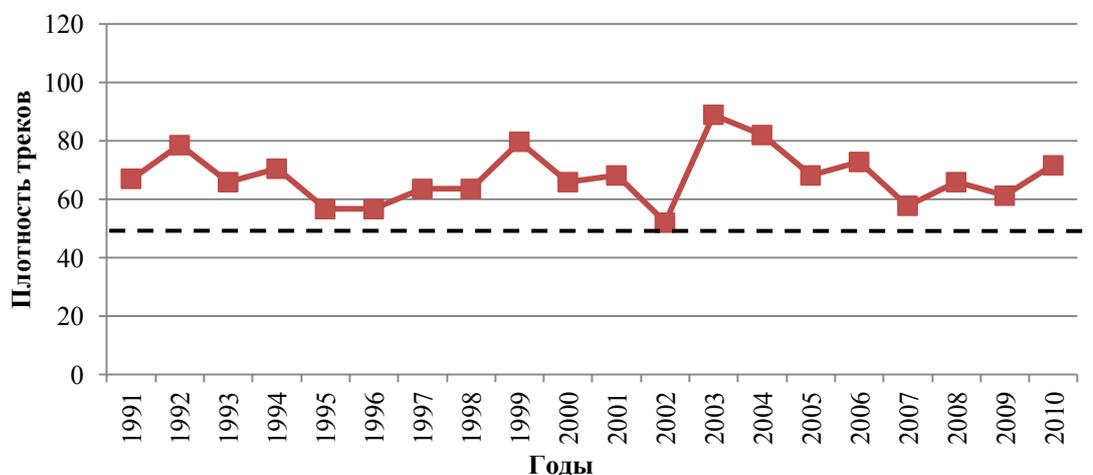


Рис. 4. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, произрастающей на территории участка «Плутон-1». Время проведения ПЯВ – 1980 г.

----- - региональный фон для Красноярского края

Общий анализ динамики распределения треков по годичным кольцам показывает, что накопление делящихся радионуклидов в течение всего периода роста дерева происходило равномерно, каких-либо повышенных, относительно среднего уровня по всем годичным кольцам, концентраций не зафиксировано.

На основании вышеизложенного, можно заключить, что f-радиографический анализ годичных колец позволил изучить особенности накопления определенной группы радионуклидов в древесине на территории проведения четырех подземных ядерных взрывов и выделить временные периоды их максимального поступления в окружающую среду на изучаемой территории.

Работа выполнена в рамках государственного контракта 45/2010 от 24.06.2010 г. по мероприятию «Проведение радиационного мониторинга девяти объектов подземных ядерных взрывов в мирных целях, расположенных на территории Красноярского края» между Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края и Национальным исследовательским Томским политехническим университетом

Литература

1. Флеров Г.Н., Берзина И.Г. Радиография минералов, горных пород и руд. – М.: Атомиздат, 1979. – 224 с.
2. Пат. 2265869 Россия. Способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская. Заявлено 13.05. 2004.
3. МУ НСАМ № 64 «Радиографическое изучение естественных и техногенных радионуклидов в экологических объектах», ВИМС, Москва, 1993 г.
4. Архангельская Т.А. Ретроспективная оценка радиоэкологической ситуации по результатам изучения годовых колец срезов деревьев: автореф. дис. ... канд. г-м. наук. – Томск, 2004. – 21 с.
5. Замятина Ю.Л. Изучение истории поступления радионуклидов в окружающую среду на основе f-радиографического анализа годовых колец деревьев: автореф. дис.... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2008г. – 26 с.
6. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Коллектив авт. под рук. В.А. Логачева, М.: ИздАТ, 2001. – 519 с.

БИОАКОПЛЕНИЕ ТРАНСУРАНОВОГО ЭЛЕМЕНТА АМ-241 КАРАСЕМ СЕРЕБРЯНЫМ ИЗ ВОДЫ И ПИЩИ

Т.А.Зотина, Е.А.Трофимова, Д.В.Дементьев, А.Я.Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, Красноярск

Река Енисей загрязнена трансуранными элементами, в числе которых находится америций-241, долгоживущий высокотоксичный для биоты радионуклид. Основные депозиты Am-241 сосредоточены в донных отложениях реки, однако активность радионуклида регистрируется и в водных растениях (Bolsunovsky, Bondareva, 2007; Bolsunovsky et al., 2009).

Для оценки возможных путей миграции Am-241 в водных экосистемах представляет интерес изучение переноса этого радионуклида в трофических сетях. Ключевым звеном, связывающим речные трофические сети с человеком, является ихтиофауна. Америций накапливается в организмах рыб, обитающих в подверженных радиационному загрязнению пресноводных водоемах (Ikaheimonen, Saxen, 2002; Гудков и др., 2005).

В данной работе приведены результаты экспериментального исследования эффективности бионакопления америция в телах карасей серебряных (*Carassius auratus gibelio*) из воды и из пищи, а также представлены результаты измерения удельной активности америция в органах и тканях карасей, обитающих в Енисее. В лабораторных экспериментах карасей кормили биомассой водных растений, меченных америцием, а также содержали в воде в присутствии растворенного америция (Зотина и др., 2011; Zotina et al., 2011). Рыб, накопивших америций, разделявали на части и измеряли активность радионуклида в пробах органов и тканей на гамма-спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США), как описано ранее (Зотина и др., 2011). Также оценивали интенсивность биологического выведения америция из организмов карасей.

Лабораторные эксперименты показали, что америций быстро переходит из пищи во внутренние органы и ткани (печень, мышцы, кости) рыб. На вторые сутки после кормления америций достоверно регистрировался в мышцах и костях. В течение восьми суток после однократного кормления меченой пищей активность америция во внутренних органах возрастала. Эксперименты показали, что накопление растворенного в воде америция во внутренних органах и тканях карасей происходит, в основном, через пищеварительный тракт в результате заглатывания воды рыбами, т.е. по пищевому пути. Аналогичные результаты были получены ранее для плутония-239 (Гнеушева, 1971). Среди

внутренних органов, не имевших непосредственного контакта с меченой пищей, наибольшая активность америция зарегистрирована в печени карася (55-67 % от суммарной активности в теле). В мышцах содержалось до 6 % активности радионуклида, накопленной в телах рыб. Удельная активность америция в костях была выше, чем в мышцах, что свидетельствует о большем сродстве америция к костной ткани и согласуется с экспериментальными результатами для морских рыб (Mathews, Fisher, 2009). Эффективность биологического накопления (ассимиляции) америция из пищи положительно коррелировала с возрастом рыб. Так 46 % поглощенного с пищей америция задержалось в телах трехлетних карасей и 7 % – в телах двухлетних рыб. Аналогичные зависимости получены для печени, мышц и костей. Таким образом, на основе полученных экспериментальных результатов мы можем заключить, что бионакопление америция во внутренних органах и тканях карасей, происходит в основном чрез пищеварительный тракт, даже в случае, когда америций находится в воде.

Измерения проб органов и тканей карасей, обитающих на радиационно загрязненном участке Енисея, показали присутствие Am-241 во внутренних органах и мышцах рыб.

Накопление америция-241 в мышцах карасей создает вероятность трофического перехода радионуклида в организмы людей, питающихся рыбой. Америций депонируется в скелете рыб и млекопитающих, создавая хроническую дозовую нагрузку на органы и ткани (Menetrier et al., 2008). Длительное воздействие низких доз радиации может вызвать различные морфологические и функциональные нарушения у самих рыб (Real et al., 2004, Белова, Емельянова, 2011).

Литература

1. Белова Н.В., Емельянова Н.Г. Состояние репродуктивной системы карповых рыб р. Тетерев и Киевского водохранилища после Чернобыльской катастрофы. Вопросы ихтиологии. 2011. 51 (2): 239-249.
2. Гнеушева Г.И. Накопление плутония-239 пресноводными рыбами и водной растительностью. В: Шварц С.С. (ред.). Проблемы радиозологии водных организмов. Труды института экологии растений и животных. 1971. Т. 78. Свердловск: РИСО УрО РАН. С. 115-118.
3. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов в основных компонентах озерных экосистем в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. Радиационная биология. Радиозология. 2005. 45 (3): 271–280.
4. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Дементьев Д.В., Болсуновский А.Я. Накопление ²⁴¹Am карасем серебряным из пищи и воды. Доклады АН. 2011. 439 (5): 708-712.
5. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. J. Alloy. Compd. 2007. 444-445: 495-499.
6. Bolsunovsky A., Muratova E., Sukovaty A., Kornilova M. The effect of radionuclide and heavy metal contamination of the Yenisei River on cytogenetics of aquatic plant *Elodea canadensis*. Radioprotection. 2009. 44 (5): 83-88.
7. Ikaheimonen T.K., Saxen R. Transuranic elements in fishes compared to ¹³⁷Cs in certain lakes in Finland. Boreal Environ. Res. 2002. 7: 99-104.
8. Mathews T., Fisher N.S. Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish. Sci. Total Environ. 2009. 407: 5156-5161.
9. Menetrier F., Taylor D.M., Comte A. The biokinetics and radiotoxicity of curium: A comparison with americium. Appl. Radiat. Isotopes. 2008. 66: 632-647.
10. Real A., Sundell-Bergman S., Knowles J.F., Woodhead D.S., Zinger I. Effects of ionizing radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection J. Radiol. Prot. 2004. 24: A123–A137.

11. Zotina T.A., Trofimova E.A., Dementyev D.V., Bolsunovsky A.Ya. Transfer of americium-241 from food and water to organs and tissues of crucian carp. Radioprotection. 2011. 46(6): 69-73.

ВОЗРАСТНАЯ ДИНАМИКА НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ И ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ У РЫБ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

А.Е. Каглян, Д.И. Гудков, В.Г. Кленус, З.О. Широкая, Л.П. Юрчук
Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

Водные экосистемы Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО) характеризуются высокими уровнями радионуклидного загрязнения со сложной структурой распределения и динамикой физико-химического состояния форм радионуклидов, влияющих на их миграцию и концентрирование в компонентах водных экосистем. Особое значение приобретает проблема хронического влияния малых доз ионизирующего излучения на гидробионты. Поступая в водные экосистемы, радионуклиды включаются в биогеохимические циклы и, мигрируя по трофической сети, накапливаются в рыбе, занимающей в гидробиоценозах верхние трофические уровни и входящей в рацион человека. В настоящее время около 90% мощности внутренней дозы облучения рыб, благодаря повышенной миграционной способности и биологической доступности, обусловлено инкорпорацией ^{90}Sr . Основной целью представленных исследований был анализ динамики удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , а также оценка мощности внутренней дозы облучения у рыб в водоемах ЧЗО.

Материалы и методы. Исследования выполняли в период 2006–2011 гг. В пределах ЧЗО лов рыбы проводили в пойменных водоемах р. Припять с различным гидрологическим режимом. На территории левобережной поймы исследовали озера Глубокое, Далекое, Вершина (заболоченное озеро) и Красненскую старицу на участках, находящихся на одамбированной территории (уч. № 1) и за ее пределами (уч. № 2). На правобережной территории поймы исследовали оз. Азбучин, Яновский и Новошепелический затоны (отделенные от русла реки насыпной дамбой), водоем-охладитель (ВО) ЧАЭС (с повышенным водообменом), Припятский затон (открытый водоем), затон «Щепочка» (открытый водоем), а также русловые участки рек Припять, Уж и Илья. Для выполнения сравнительных исследований, за пределами ЧЗО были отобраны пробы в Киевском водохранилище в районе сел Страхолесье (правобережье) и Лебедевка (левобережье). Для анализа отбирали 3–15 экз. каждого вида рыб [9]. За период исследований были проанализированы представители ихтиофауны различных экологических групп: бентофаги – карась серебристый (*Carassius auratus gibelio* Bloch), возраст 2–13 лет, карась обыкновенный или золотой (*Carassius carassius* L.), возраст 3–10 лет, линь (*Tinca tinca* L.), возраст 5–8 лет, плотва обыкновенная (*Rutilus rutilus* L.), возраст 2–5 лет, лещ обыкновенный (*Abramis brama* L.), возраст 2–6 лет, клепец (*Abramis sapa* Pallas), возраст 2–3 лет, рыбец обыкновенный (*Vimba vimba* L.), возраст 3–4 лет, усач (*Barbus barbus* L.) возраст 2–5 лет, зоопланктонофаг – синец (*Abramis ballerus* L.), возраст 3–7 лет, фитофаги – подуст днепровский (*Chondrostoma nasus* Berg), возраст 3–5 лет и красноперка обыкновенная (*Scardinius erythrophthalmus* L.), возраст 1–9 лет, а также облигатные и факультативные ихтиофаги – сом европейский (*Silurus glanis* L.) возраст 4–10 лет, щука обыкновенная (*Esox lucius* L.) возраст 1–11 лет, голавль (*Leuciscus cephalus* L.) возраст 7–10 лет, жерех (*Aspius aspius* L.) возраст 8–9 лет, судак обыкновенный (*Stizostedion lucioperca* L.) возраст 3–9 лет, окунь обыкновенный (*Perca fluviatilis* L.), возраст 3–9 лет и чехонь (*Pelecus cultratus* L.) возраст 3–9 лет.

Определение удельной активности ^{137}Cs в рыбе проводили гамма-спектрометрическим и радиохимическим методами, ^{90}Sr – радиохимическим (по оксалатной методике) с измерением на установке малого фона УМФ-2000 дочернего ^{90}Y [9]. Анализ биологических показателей рыб проводили по общепринятой в ихтиологии методике [1]. Содержание (удельная активность, концентрация) радионуклидов в рыбах приводится в Бк/кг сырой (естественной) массы. Дозы облучения рассчитывали согласно методике [11].

Результаты и их обсуждение. Основные результаты наших радиозэкологических исследований рыб в водоемах Украины посла аварии на Чернобыльской АЭС представлены в работах [2, 5–8]. Анализ современных данных, свидетельствует о том, что показатели удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr у представителей ихтиофауны, за исключением «мирных» видов, всех водоемов ЧЗО продолжают снижаться. Весомыми факторами, которые определяют количественное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в рыбах является уровень радионуклидного загрязнения водоемов и близлежащих территорий, гидрологический и гидрохимический режим водных объектов, а также естественный распад радионуклидов за послеаварийный период.

Результаты измерений удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr за исследуемый период представлены в табл. 1. В условно непроточных, полупроточных и замкнутых водоемах ЧЗО содержание ^{90}Sr у рыб находится в пределах 100 (ВО) – 70000 (оз. Вершина) Бк/кг, что превышает принятые в Украине допустимые уровни (ДУ) содержания ^{90}Sr для рыбной продукции в 3–2000 раз (ДУ для ^{137}Cs – 150, для ^{90}Sr – 35 Бк/кг [4]). Содержание ^{90}Sr в отдельных органах и тканях рыб, например, в чешуе двухлетних карасей оз. Вершина достигало 274500 Бк/кг. Удельная активность ^{137}Cs у представителей ихтиофауны всех замкнутых и полупроточных водоемов ЧЗО превышает ДУ в 4–200 раз. Необходимо отметить, что в водных объектах с повышенным водообменом (ВО и реки ЧЗО) общее содержание ^{137}Cs у рыб значительно превышает этот показатель для ^{90}Sr и отвечает традиционным представлениям о распределении радионуклидов в ихтиоценозах водоемов, находящихся в зоне влияния аварии на ЧАЭС. Наиболее выражена эта тенденция у рыб ВО, который является единственным среди исследуемых водоемов ЧЗО, где удельная активность ^{137}Cs в воде многие послеаварийные годы превышала таковую ^{90}Sr . Экосистемы рек имеют повышенную способность к самоочищению, поэтому содержание радионуклидов у рыб р. Припять на участке ЧЗО только в отдельных случаях превышает ДУ. В большинстве водоемов Украины содержание радионуклидов в рыбе в десятки раз меньше принятых ДУ.

Таблица 1. Удельная активность радионуклидов в представителях ихтиофауны водоемов ЧЗО и Киевского водохранилища в 2006–2011 гг., Бк/кг сырой массы.

Тип водоема	Название водоёма	Диапазоны удельной активности	
		^{137}Cs	^{90}Sr
Озера	Азбучин, Вершина, Глубокое, Далекое	900–38800	1470–81200
Водоем-охладитель	ВО ЧАЭС	850–10950	100–770
Условно непроточные водоёмы	Одамбированные затоны р. Припяти (Яновский и Новошепелический), Красненская старица (уч. № 1)	480–3330	560–5800
Открытые затоны р. Припять	Припятский затон и затон «Щепочка»	30–170	50–170
Полупроточные водоёмы	Красненская старица (уч. № 2)	570–11250	100–4480
Реки	Припять, Уж, Ілья	13–220	3–40
Водоохранилище	Киевское (район с. Домантов, с. Страхолесье, с. Лебедёвка и др.)	7–160	1–13

Для исследования накопления радионуклидов различными возрастными группами рыб в замкнутых водоёмах ЧЗО нами были отобраны более 100 экземпляров красноперки обыкновенной в оз. Глубокое. Возрастные группы состояли из 3–20 экземпляров. Полученные предварительные результаты анализа динамики накопления радионуклидов красноперкой свидетельствуют о достоверном увеличении накопления как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs у рыб с возрастом рыб (рис. 1). Характерно достаточно быстрое увеличение удельной активности радионуклидов в первые годы жизни рыб, с последующим замедлением в последующий период, особенно для ^{137}Cs .

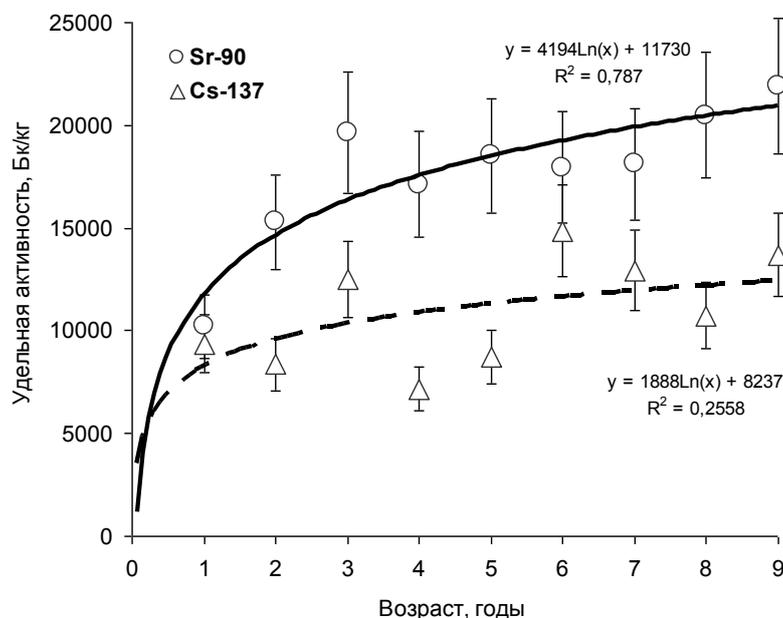


Рис. 1. Возрастная динамика удельной активности радионуклидов у красноперки оз. Глубокое

На основе результатов исследований 2009–2011 гг. выполнены расчеты мощности поглощенной дозы для рыб от инкорпорированных ^{137}Cs и ^{90}Sr , которые в водоемах ЧЗО с различным гидрологическим режимом составили: в замкнутых водоемах – 1,25–17,41, в условно непроточных водоемах – 0,74–4,33, в ВО ЧАЭС – 0,26–2,03, в открытых затонах р. Припять – 0,038–0,271, в р. Припять – 0,01–0,04 и в рыбе Киевского водохранилища – до 0,022 мкГр/ч (табл. 2–4). В оз. Вершина, которое по предварительным данным является одним из самых загрязненных водоемов ЧЗО, диапазон мощности поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов для карася обыкновенного достигал 33,00–44,88 мкГр/ч.

Таблица 2. Диапазоны мощности поглощенной дозы рыб от инкорпорированных радионуклидов, мкГр/ч.

Водоемы	^{137}Cs		^{90}Sr	
	«мирные» виды	ихтиофаги	«мирные» виды	ихтиофаги
Оз. Глубокое	0,395–5,097	1,045–3,527	4,643–14,437	4,249–9,818
Оз. Далекое	0,165–0,571	0,311–1,111	1,336–6,826	0,938–2,257
Оз. Азбучин	0,479–0,734	0,817–1,345	2,083–13,982	1,180–1,648
Красненская старица (уч. № 1)	0,072–0,522	0,270–0,857	2,792–3,961	1,295–2,419
Красненская старица (уч. № 2)	0,092–0,362	0,083–2,017	0,102–1,554	0,061–1,252

Яновский затон	0,083–0,169	0,266–0,567	1,235–2,074	0,421–1,012
ВО ЧАЭС	0,140–0,324	0,201–1,962	0,062–0,464	0,067–0,144
р. Припять	0,011–0,014	0,007–0,028	0,009–0,010	0,004–0,010
Затон «Щепочка»	0,007–0,014	0,024–0,028	0,031–0,257	0,040–0,042
Киевское в-ще	0,001–0,008	0,005–0,019	0,002–0,005	0,001–0,008

В большинстве пресных водоемов Украины, расположенных за пределами ЧЗО мощность поглощенной дозы для рыб от инкорпорированных радионуклидов не превышает 0,01 мкГр/ч. Согласно рекомендациям НКДАР ООН, допустимой мощностью дозы при хроническом действии на гидробионты принято считать 10 мГр/сут. В годовом исчислении эта доза составляет около 3,7 Гр и считается максимальной дозой облучения водной биоты, при которой еще не регистрируются радиационные эффекты [12]. Однако приведенный стандарт базируется на радиационных исследованиях, основная часть которых выполнена на гидробионтах в лабораторных условиях при остром внешнем облучении, эффективность которого значительно ниже, чем хроническое действие от инкорпорированных радионуклидов при загрязнении природных водоемов. В связи с этим, установленный предел дозовой нагрузки представляется достаточно условным, а его применение может рассматриваться лишь на определенном этапе формирования стратегии радиационной защиты водных экосистем, с дальнейшим корректированием при получении более полных данных о чувствительности гидробионтов к хроническому радиационному воздействию [3].

Основным дозообразующим радионуклидом для представителей ихтиофауны замкнутых и условно непроточных водоемов ЧЗО в настоящее время является ^{90}Sr , на долю которого приходится 61–81% (для хищных рыб) и 90–93% (для представителей «мирных» видов) мощности поглощенной дозы облучения. В проточных и полупроточных водоемах ЧЗО вклад ^{90}Sr во внутреннюю дозу облучения составляет от 26 до 87%, а для ВО, где постоянно происходит водообмен за счет подкачки воды из р. Припять – от 9 до 41%. За пределами ЧЗО, например, в Киевском водохранилище вклад ^{90}Sr в мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов составляет от 16 до 50% (табл. 3). Необходимо отметить, что средние значения дозовой нагрузки на представителей «мирных» видов рыб от инкорпорированных радионуклидов в замкнутых (за исключением ВО) и условно непроточных водоемах зоны отчуждения в 1,5–2,5 раза превышают внутренние дозовые нагрузки для хищных видов. Это связано с тем, что удельная активность ^{90}Sr в организме «мирных» видов рыб выше, чем удельная активность ^{137}Cs , а у хищных видов соотношение удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs меньше или равно 1. А поскольку относительная биологическая эффективность радиационного воздействия ^{90}Sr выше, чем ^{137}Cs , то и дозовые нагрузки, обусловленные инкорпорированным ^{90}Sr , соответственно, выше.

Таблица 3. Средние показатели мощности дозы внутреннего облучения рыб (мкГр/ч) и вклад радионуклидов (%)

Водоемы	^{137}Cs , мкГр/ч (%)		^{90}Sr мкГр/ч (%)	
	«мирные» виды	ихтиофаги	«мирные» виды	ихтиофаги
Оз. Глубокое	0,951 (8,3)	2,149 (25,4)	10,094 (91,7)	6,301 (74,6)
Оз. Далекое	0,339 (8,8)	0,730 (32,7)	3,510 (91,2)	1,505 (67,3)
Оз. Азбучин	0,609 (10,1)	1,030 (42,2)	5,411 (89,9)	1,409 (57,8)
Красненская старица (уч. № 1)	0,302 (8,6)	0,428 (18,9)	3,194 (91,4)	1,832 (81,1)
Красненская старица (уч. № 2)	0,167 (12,5)	0,764 (54,2)	1,159 (87,5)	0,645 (45,8)

Яновский затон	0,112 (6,4)	0,411 (38,8)	1,599 (93,6)	0,649 (61,2)
Затон «Щепочка»	0,011 (15,7)	0,024 (37,5)	0,059 (84,3)	0,040 (62,5)
ВО ЧАЭС	0,248 (58,6)	0,976 (90,9)	0,175 (41,4)	0,097 (9,1)
р. Припять	0,011 (55,0)	0,020 (74,1)	0,009 (45,0)	0,007 (25,9)
Киевское в-ще	0,003 (50,0)	0,010 (83,3)	0,003 (50,0)	0,002 (16,7)

Таким образом, средние значения мощности поглощенной дозы от инкорпорированных ^{137}Cs и ^{90}Sr в организме «мирных» видов рыб замкнутых и условно непроточных водоемов ЧЗО выше, чем аналогичные показатели для хищных видов. В ВО, проточных водоемах и реках ЧЗО (в рыбе, где удельная активность ^{137}Cs превышает ^{90}Sr) средние значения дозовых нагрузок у хищных видов от инкорпорированных ^{137}Cs и ^{90}Sr равны или превышают дозовые нагрузки для «мирных» видов рыб (табл. 4).

Таблица 4. Диапазоны и средние значения мощности поглощенной дозы рыб от инкорпорированных радионуклидов, мкГр/ч.

Водоемы	«Мирные» виды рыб		Рыбы-ихтиофаги	
	диапазон	среднее значение	диапазон	среднее значение
Оз. Глубокое	5,038–17,413	12,495	5,386–13,345	8,472
Оз. Далекое	1,551–7,397	3,849	1,249–3,368	2,235
Оз. Азбучин	2,876–14,511	6,019	1,997–2,993	2,439
Красненская старица (уч. № 1)	2,917–4,331	3,589	1,565–3,276	2,260
Красненская старица (уч. № 2)	0,194–2,077	1,336	0,144–3,269	1,408
Яновский затон	1,321–2,157	1,711	0,741–1,579	1,028
Затон «Щепочка»	0,038–0,271	0,069	0,062–0,064	0,064
ВО ЧАЭС	0,261–0,788	0,423	0,293–2,029	1,073
р. Припять	0,010–0,020	0,020	0,011–0,038	0,025
Киевское в-ще	0,004–0,011	0,007	0,006–0,022	0,013

Таким образом, в водоемах ЧЗО удельная активность радионуклидов у рыб различных экологических групп находится на высоком уровне и многократно превышает действующие в Украине ДУ для рыбной продукции. У всех представителей «мирных» видов рыб водных объектов ЧЗО содержание ^{90}Sr превышает таковое для ^{137}Cs (за исключением рыб ВО ЧАЭС и речных экосистем). Диапазон мощности суммарной поглощенной дозы от инкорпорированных ^{137}Cs и ^{90}Sr у рыб замкнутых водоемов ЧЗО составил 1,3–44,9, в условно непроточных водоемах – 0,7–4,3, в ВО ЧАЭС – 0,3–2,0, в открытых затонах – 0,04–0,27, в р. Припять – 0,01–0,04 и в рыбах Киевского водохранилища – до 0,022 мкГр/ч. В большинстве водоемов Украины, расположенных за пределами ЧЗО эта величина не превышает 0,01 мкГр/ч. Для рыб замкнутых, условно непроточных водоемов и затонов ЧЗО на долю ^{90}Sr приходится 61–93 % мощности поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов, а среднее содержание ^{90}Sr в рыбах превышает содержание ^{137}Cs в 1,5–13 раз. Таким образом, в настоящее время ^{90}Sr является основным дозообразующим радионуклидом для рыб большинства водоемов ЧЗО, благодаря высокой подвижности и биологической доступности физико-химических форм в пресноводных экосистемах.

Литература

1. Брюзгин В.Л. Методы изучения роста рыб по чешуе, костям и отолитам. К: Наук. думка. – 1969. – 187 с.
2. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б. и др., Динамика содержания и распределение основных дозообразующих радионуклидов у рыб зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 3. – С. 95–113.
3. Гудков І.М., Гайченко В.А., Каспаров В.О. та ін. Радіоекологія. К: НОВОград, 2011. – 368 с.
4. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97). К.: Міністерство охорони здоров'я України; Комітет з питань гігієнічного регулювання; НКРЗУ, 1997. – 38 с.
5. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. Радіонуклідне забруднення представників іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. // Наукові записки Тернопільського педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2010. Т.43, №2. – С. 219–222.
6. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. Сучасне радіонуклідне забруднення прісноводних риб України // Доповіді Національної академії наук України – 2011. – №12. – С.164–170.
7. Каглян О., Гудков Д., Кленус В. та ін. Радіонуклідне забруднення риб прісних водойм України після аварії на ЧАЕС // Міжнародн. конф. "Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього": Зб. доповідей висновки і рекомендації, (Київ, 20-22 квітня 2011 р.) – Київ: КІМ, – 2011. – Ч.2. – С.301–306.
8. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. К: Наук. думка. – 2010. – 263 с.
9. Лаврухина А.К., Малышева Т.В., Павлоцкая Ф.И. Радиохимический анализ. М: АН СССР, –1963. – 220 с.
10. Патент №95746. Україна, МПК G01T №1/169. Спосіб визначення ступеня максимального радіонуклідного забруднення іхтіофауни прісноводних водойм / Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. (Україна). Зс.; Опубл. 2011р., Промислова власність, №16.
11. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionizing radiation from radionuclides in the environment / (Eds.) J. Brown, P. Strand, A. Hosseini. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Stockholm, Framework for Assessment of Environmental Impact, –2003. – 395 p.
12. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, with scientific annex: Effects of radiation on the Environment. – N.Y.: United Nations, –1996. – 86 p.

СОДЕРЖАНИЕ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ГИДРОБИОНТАХ РЕКИ ЕНИСЕЙ

А.Д. Карпов, А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, Красноярск

Река Енисей является одной из крупнейших рек мира и загрязнена радионуклидами как техногенного, так и природного происхождения. Источником поступления в Енисей техногенных радионуклидов на протяжении последних 50 лет являлся Горно-химический комбинат (ГХК) Росатома, расположенный в г. Железногорске Красноярского края. Во время работы реакторов ГХК, для их охлаждения использовалась вода р. Енисей. Не смотря на то, что последний работающий реактор ГХК был остановлен в апреле 2010 г., в воде, донных отложениях и гидробионтах реки Енисей продолжают детектироваться

техногенные радионуклиды, хотя их разнообразие и максимальная активность существенно снизились [1-2]. Источником поступления в воду природных радионуклидов служат различные радиоактивные аномалии, а также месторождения природных ископаемых, расположенные в бассейне реки Енисей.

Важной проблемой радиоэкологии является перенос радионуклидов по водной трофической цепи. Накопление радионуклидов в биомассе водных организмов, в том числе и рыб, может стать причиной их попадания в организм человека.

Цель данной работы заключалась в том, чтобы оценить содержание радионуклидов в гидробионтах реки Енисей в зоне влияния ГХК.

Материалы и методы

В качестве объектов исследования использовались гидробионты трех водных трофических уровней: водные растения - шелковник кауфмана (*Batrachium kauffmannii*), водный мох (*Fontinalis antipyretica*), элодея канадская (*Eloдея canadensis*); хариус сибирский (*Thymallus arcticus*) и гаммарус (*Phyllolimnogammarus viridis*), как основной источник питания хариуса. Отбор гидробионтов проводился в период 2009 – 2011 гг. в районе санитарно-защитной зоны ГХК (район села Хлоптуново и села Атаманово). Для подготовки проб для анализа, все отобранные гидробионты тщательно промывались, высушивались в сушильном шкафу, а затем озолялись в муфельной печи при температуре 450° С. Содержание радионуклидов в биомассе гидробионтов определялось на основе использования трех методов: 1) регистрация общей α - и β -активности; 2) определение активности γ -излучающих радионуклидов; 3) определение в пробах содержание природного урана ^{238}U . Все результаты исследований рассчитывались на сухую массу проб гидробионтов. Для определения активности γ -излучающих радионуклидов использовался γ -спектрометр компании Canberra (США) со сверхчистым германиевым детектором. Регистрация общей α - и β -активности проводилась при помощи альфа-бета радиометра УМФ-2000 (Россия). Оценка содержания радионуклидов в рыбе осуществлялась на основе исследований ее фракций: головы, жабры, кожа, чешуя, плавники, мышцы, кости и внутренние органы.

Результаты и обсуждения

Во время работы реакторов ГХК, основным β -излучающим техногенным радионуклидом, поступающим в воду реки Енисей, являлся короткоживущий техногенный радионуклид - ^{32}P [3-5]. Его период полураспада составляет 14,3 дня, в связи с чем идентификация его в исследуемых пробах осуществлялась путем математических расчетов экспоненциального изменения с течением времени общей β -активности. Удельная активность ^{32}P в биомассе гидробионтов, а также коэффициенты накопления (КН) ^{32}P из воды представлены в Таблице 1.

Таблица 1. Удельная активность ^{32}P в гидробионтах р. Енисей

Гидробионты		^{32}P , Бк/кг	КН, л/кг
Водные растения	Водный мох	60700 ± 800	230000
	Элодея	17200 ± 400	65000
	Шелковник Кауфмана	13800 ± 300	52000
	Гаммарус	16300 ± 300	61000
Хариус сибирский	Кости	1300 ± 200	4900
	Жабры	720 ± 70	2700
	Головы	670 ± 120	2500
	Плавники	650 ± 90	2400
	Кожа	470 ± 80	1800
	Мышцы	280 ± 30	1100

Из полученных результатов можно сделать вывод, что наибольшей накопительной способностью ^{32}P из воды обладает мох (230000 л/кг). Коэффициенты накопления для гаммаруса и элодеи примерно одинаковые (61000 и 65000 л/кг). Максимальный коэффициент накопления ^{32}P для фракций хариуса был зарегистрирован в костях (4900 л/кг).

После того, как в апреле 2010 года был остановлен последний работающий реактор ГХК, результаты исследований проб гидробионтов реки Енисей не показали в них уменьшения со временем общей β -активности [6], что свидетельствует о том, что ^{32}P перестал поступать в Енисей. Результаты общей β -активности в пробах гидробионтов, отобранных после остановки реактора ГХК, представлены в Таблице 2.

Таблица 2. Удельная β - и α -активность в гидробионтах р. Енисей

Гидробионты		β -активность, Бк/кг	α -активность, Бк/кг
Водные растения	Элодея канадская	1266 ± 25	33 ± 10
	Шелковник Кауфмана	1244 ± 27	67 ± 26
	Водный мох	693 ± 19	45 ± 8
Гаммарус		200 ± 17	1,6 ± 1,2
Хариус сибирский	Мышцы	692 ± 14	Меньше МДА
	Кости	336 ± 17	
	Жабры	233 ± 11	
	Кожа	198 ± 7	
	Чешуя	191 ± 16	
	Головы	167 ± 10	
	Плавники	161 ± 14	
	Внутренние органы	98 ± 4	0,34 ± 0,27

Из полученных результатов видно, что значения удельной общей β -активности в растениях гораздо выше, чем в биомассе рыбы или гаммаруса. Удельная β -активность на одну целую рыбу составила 390 Бк/кг. На основании проведенных расчетов абсолютной суммарной β -активности во фракциях хариуса было установлено, что в одной рыбе максимальная β -активность содержится в мышцах (23 Бк), а минимальная – в плавниках (0,24 Бк).

Для того чтобы объяснить полученные результаты общей β - и α -активности, были проведены исследования γ -спектрометрического анализа исследуемых гидробионтов, а также анализ содержания в них природных радионуклидов. Результаты γ -спектрометрического анализа выявили в биомассе водных растений активность таких техногенных радионуклидов, как ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{239}Np и природного радионуклида ^{40}K [2]. В пробах гаммаруса перечень радионуклидов был несколько меньше: ^{40}K , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{152}Eu , а их активности гораздо ниже. В пробах хариуса перечень техногенных радионуклидов был еще меньше: ^{40}K , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs . В жабрах хариуса зарегистрирована максимальная концентрация ^{65}Zn (970 Бк/кг) и ^{137}Cs (960 Бк/кг), а в коже – ^{60}Co (60 Бк/кг) и ^{40}K (2370 Бк/кг). Эти результаты могут свидетельствовать о доминировании водного пути поступления радионуклидов в организм рыбы. Однако полученные значения содержания техногенных радионуклидов не превышают установленных нормативов для потребления человеком. Удельная активность ^{40}K , рассчитанная на одну рыбу, составила 540 Бк/кг, что несколько выше удельной β -активности одного экземпляра рыбы, рассчитанной по измерениям общей β -активности (390 Бк/кг). Очевидно, что основной вклад в общую β -активность проб гидробионтов вносит именно ^{40}K . Его удельная активность в пробах водных растений и гаммаруса составила: для водного мха - 410 Бк/кг, для элодеи канадской – 1100 Бк/кг, для

шелковника кауфмана – 1000 Бк/кг, для гаммаруса – 160 Бк/кг. Полученная разница между значениями общей β -активности и активности ^{40}K требует проведения дополнительных уточняющих исследований.

Анализ проб гидробионтов выявил присутствие в сухой биомассе исследуемых гидробионтов содержание природного урана ^{238}U . Для водных растений концентрация урана составила 0,37 – 0,88 мг/кг, а для гаммаруса - 0,29 мг/кг. В пробах фракций хариуса максимальная концентрация урана была зарегистрирована во внутренних органах (0,48 мг/кг), а минимальная – в коже (0,04 мг/кг). Также стоит отметить, что зарегистрировать уран в жабрах не удалось. Удельное содержание урана на одну рыбу составило 0,25 мг/кг.

Результаты исследований показали в биомассе растений одинаковые, с учетом погрешности, значения общей α -активности (Таблица 2). В биомассе гаммаруса α -активность была на порядок меньше, чем в растениях. Достоверно зарегистрировать α -активность в пробах хариуса удалось только во внутренних органах (0,34 Бк/кг). В остальных фракциях значения общей α -активности были меньше МДА. Тем не менее, присутствие в органах хариуса ^{238}U , который является α -излучающим радионуклидом, свидетельствует о том, что в биомассе фракций хариуса α -активность присутствует, но зарегистрировать ее не удалось, что связано с недостаточной чувствительностью использованного прибора.

Заключение

Содержание радионуклидов в биомассе гидробионтов разных трофических уровней является основным показателем загрязненности водной экосистемы реки Енисей. В связи с тем, что воды Енисея содержат радионуклиды не только природного, но и техногенного происхождения, оценка их содержания в пробах гидробионтов требует разных методов. В данной работе был применен комплексный подход с использованием трех методов: измерение общей α - и β - активности, измерение активности γ -излучающих радионуклидов и содержания природного урана. Регистрация общей α - и β - активности выявила, что максимальная удельная β -активность накапливается в биомассе водных растений (1266 Бк/кг), а минимальная во фракциях хариуса и гаммаруса (98 – 200 Бк/кг). Максимальные значения общей α -активности также были зарегистрированы для проб водных растений (33-67 Бк/кг), минимальные – для проб гаммаруса (1,6 Бк/кг). Достоверно определить во фракциях хариуса α -активность удалось лишь во внутренних органах (0,34 Бк/кг), в остальных фракциях ее значение оказалось меньше МДА. В биомассе водных растений и гаммаруса концентрация ^{238}U изменялась от 0,29 до 0,88 мг/кг, для проб хариуса концентрация ^{238}U составила 0,25 мг/кг. Максимальная концентрация урана в пробах хариуса была отмечена во внутренних органах, где и была зарегистрирована общая α -активность. Результаты γ -спектрометрического анализа в водных растениях показали содержание таких радионуклидов, как ^{40}K , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{239}Np . В биомассе гаммаруса перечень радионуклидов был несколько меньше: ^{40}K , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{152}Eu , а в пробах хариуса еще меньше: ^{40}K , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs . Максимальные значения активности радионуклидов в коже и жабрах свидетельствуют о доминировании водного пути поступления радионуклидов в организм рыбы. Полученные значения содержания техногенных радионуклидов в пробах хариуса не превышают установленных нормативов для потребления рыбы человеком.

Литература

1. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Каглян А.Е., Болсуновский А.Я., Гудков Д.И. Распределение техногенных радионуклидов в организме рыб из р. Енисей (Россия) и водоемов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС (Украина). // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. // 2010. – №1 (12). – С. 91-94.

2. Болсуновский А.Я., Медведева М.Ю., Александрова Ю.В. Интенсивность накопления радионуклидов в биомассе водных растений реки Енисей. // Известия Самарского научного центра Российской академии наук, Т. 13 №1(4), 2011. С. 776-779.

3. Паньков Е.В., Болсуновский А.Я., Пименов Е.В. Содержание радионуклидов и мощности доз облучения отдельных видов ихтиофауны реки Енисей. // Доклады IV международной конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде», Семипалатинск – 2006. – Т. 1– С. 357-361.

4. Болсуновский А.Я., Дементьев Д.В. Оценка интенсивности накопления ^{32}P водными растениями реки Енисей // Экология. 2010, №6. С. 464-467

5. Карпов А.Д. Содержание техногенных радионуклидов в гидробионтах реки Енисей. // Материалы XIV Международной научной школы-конференции студентов и молодых ученых «Экология Южной Сибири и сопредельных территорий», Абакан – 2010. – Т. 2 – С. 13-14.

6. Карпов А.Д., Болсуновский А.Я. Радиоактивное загрязнение хариуса сибирского в реке Енисей. // Материалы XVII Всероссийской научно-технической конференции «Энергетика: эффективность, надежность, безопасность», Томск – 2011. – С. 292-294.

УЧАСТИЕ СТУДЕНТОВ-ЭКОЛОГОВ В РАДИАЦИОННОМ ОБСЛЕДОВАНИИ ЖИЛЫХ И ОБЩЕСТВЕННЫХ ЗДАНИЙ Г. ТОМСКА

М.В. Кочнева
БИ, ТГУ, г. Томск

Радиационная безопасность является одним из важнейших гигиенических критериев экологической безопасности. Так как человек большую часть своей жизни проводит в здании, то помимо природного радиоактивного излучения он испытывает и нагрузки от техногенно измененной среды обитания и, в первую очередь, от строительных материалов, которые используются при строительстве зданий.

Радиоактивность строительных материалов обусловлена наличием компонентов минерального происхождения, в которых присутствуют естественные радионуклиды калия, тория, радия. Возможно, попадание в материалы и техногенных радионуклидов, если данный материал добывается на радиоактивно загрязненных территориях.

С введением ГОСТ 30108-94 «Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов» и Санитарных Правил «По ограничению облучения населения от природных источников ионизирующих излучений в строительных материалах» №18 от 11.03.1999 г. обязательно проводятся исследования образцов строительных материалов на удельную эффективную активность естественных радионуклидов, по которой устанавливается принадлежность материала к 1, 2 или 3 классу и определяются возможные области его использования. Эти характеристики указываются в гигиенических сертификатах на строительные материалы.

К особо значимому природному радиоактивному загрязнению последнее время отнесено загрязнение помещений радоном. Радон – радиоактивный инертный газ в 7,5 раз тяжелее воздуха, в больших количествах он скапливается под землей, а на поверхность проникает при добыче полезных ископаемых или через трещины в земной коре. Сам по себе радон не опасен, но продукты его распада — твердые радиоактивные частички с электростатическим зарядом, проникают в легкие и вызывают заболевание.

Следует учитывать, что здания с подвалом обладают большей защищенностью от проникновения радона, чем здания без подвала, т.к. значительная часть радона в этих случаях скапливается в подвале, а не в приземных помещениях. Это особенно важно учитывать при реконструкции и реставрации, так как в процессе эксплуатации защитные свойства материалов утрачиваются за счет их деструкции.

Для защиты помещений от газа радона, выделяющегося из земли и, как правило, скапливающегося в подвале, необходимо выбирать материалы более непроницаемые для воды и даже для газа [6].

Для того чтобы обеспечить комфортное проживание человека в подобных случаях, необходима специальная вентиляция в доме, т.к. обычная вентиляция разгоняет в комнате радиоактивные частички пыли так, что те, благодаря своим электростатическим свойствам, оседают на отделочных материалах стен и потолка. Они могут не столь активно атаковать наши легкие, но их скопление на поверхности по радиоактивным показателям становится опасным. Если в дополнение к вентилятору в комнате работает генератор ионов — положительных или отрицательных — происходит их соединение с радиоактивными частицами и еще более активное оседание тех на поверхность стен. В этом случае содержание опасных частиц в воздухе снижается на 80—90 %, но происходит загрязнение поверхностного слоя материала в интерьере [5].

До 2011 года проведение радиационно-гигиенического обследования жилых и общественных зданий осуществлялось согласно методическим указаниям МУ 2.6.1.715-98 утвержденным и введенным в действие Главным Государственным санитарным врачом Российской Федерации 24 августа 1998 года Г.Г. Онищенко. В феврале 2011 года введены новые методические указания МУ 2.6.1.2838-11 «Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка жилых, общественных и производственных зданий и сооружений после окончания их строительства, капитального ремонта, реконструкции по показателям радиационной безопасности».

Число и расположение подлежащих обследованию помещений выбирают исходя из того, что обследоваться должны, во-первых, все типы помещений, имеющие различное функциональное назначение, и, во-вторых, помещения, расположенные на каждом этаже многоэтажного здания, включая подвал, а при двух и более подъездах и в каждом подъезде. При этом наибольшую долю от всех выбранных для обследования помещений должны составлять те, в которых люди проводят наибольшее количество времени. В жилых помещениях, если на то особых оснований, не обследуются ванны и туалетные комнаты, кухни, кладовые. Измерения рекомендуется проводить при наиболее высоком для данной местности барометрическом давлении и слабом ветре. [Методические указания 2011 г.].

Лаборатория радиационного контроля ОБГУ «Облкомприрода» проводит радиационное обследование жилых и общественных зданий с 2001 года. За это время обследованы различные типы зданий, в кирпичном исполнении (Таблица 1) и панельные (Таблица 2), расположенные в различных частях города, как в низменных, болотистых районах (район Черемошники), так и на возвышенностях (район Академгородка).

Таблица 1. Сводная таблица радиационного обследования жилых помещений для зданий в кирпичном исполнении

Год	МЭД внешнего гамма-излучения в помещениях мкЗв/ч	Эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) изотопов радона в воздухе помещений Бк/м ³	Превышение МЭД над фоном на открытой местности мкЗв/ч	Гамма-фон
2003	0.11-0.16	10-15	0.080	Локальных участков с повышенными значениями гамма-фона не обнаружено
2006	0.10-0.15	10-14	0.080	--/--
2006	0.10-0.15	10-14	0.080	--/--
2008	0.10-0.16	10-15	0.122	--/--

Год	МЭД внешнего гамма-излучения в помещениях мкЗв/ч	Эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) изотопов радона в воздухе помещений Бк/м ³	Превышение МЭД над фоном на открытой местности мкЗв/ч	Гамма-фон
2009	0.11-0.15	10-25	0.068	-- //--
2009	0.08-0.20	10-20	0.128	-- //--
2009	0.08-0.16	10-20	0.050	-- //--
2010	0.06-0.17	10-27	0.126	-- //--
2010	0.06-0.17	10-27	0.126	-- //--
2011	0.08-0.14	< 26	0.066	-- //--

С 2006 года к обследованию зданий привлекаются студенты кафедры экологического менеджмента, Биологического института, ТГУ, студенты ТПУ и ТУСУР, в порядке прохождения практических занятий по курсу «Радиационная экология». Под наблюдением опытных специалистов ОБГУ «Облкомприрода» к.т.н. Ю.А. Громова и к.т.н. В.Б. Елагина, студенты осваивают методику и практические приемы радиационного обследования зданий и, затем, выезжают на реальные объекты для проведения работ.

Таблица 2. Сводная таблица радиационного обследования жилых помещений для зданий из бетонных панелей

Год	МЭД внешнего гамма-излучения в помещениях мкЗв/ч	Эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) изотопов радона в воздухе помещений Бк/м ³	Превышение МЭД над фоном на открытой местности мкЗв/ч	Гамма-фон
2003	0.07-0.13	10-15	0.056	Локальных участков с повышенными значениями гамма-фона не обнаружено
2006	0.08-0.13	10-32	0.056	-- //--
2009	0.08-0.16	10-20	0.050	-- //--
2009	0.11-0.15	10-25	0.068	-- //--
2010	0.06-0.17	10-27	0.102	-- //--
2010	0.06-0.15	10-16	0.058	-- //--
2010	0.06-0.15	10-16	0.058	-- //--
2011	0.07-0.14	< 25	0.068	-- //--
2011	0.06-0.17	10-27	0.102	-- //--
2012	0.07-0.15	< 25	0.100	-- //--

Радиационный контроль зданий начинается с оценки мощности дозы гамма-излучения, поиска и выявления локальных радиационных аномалий в ограждающих конструкциях зданий. Для этого применяются поисковые гамма-радиометры со звуковой индикацией. С поисковым радиометром СРП-68-01 производился обход всех помещений обследуемого здания по периметру каждой комнаты, замеры, в соответствии с методикой, выполнялись на высоте 1 м от пола на расстоянии 5-10 см от стен, и по оси каждой комнаты, на высоте 5-10 см над полом. В процессе проведенных радиационных

обследований локальных участков с повышенными значениями гамма-фона не обнаружено.

Измерение мощности эквивалентной дозы (МЭД) производилось дозиметрами ДКГ- 03Д «Грач», основная погрешность измерения составляет 20 %. Измерения проводились в квартирах жилых домов и помещениях общественных зданий, в точке, расположенной в его центре на высоте 1 м от пола. При этом в число контролируемых обязательно включались помещения, в которых зафиксированы максимальные показания поисковых радиометров. Превышение МЭД над фоном на открытой местности измерялось в четырех точках вблизи здания.

В качестве средств контроля эквивалентной равновесной объемной активности радона и торона (ЭРОА) применялись интегральные радиометры альфа - активных аэрозолей РАА – 10. Измерения ЭРОА радона и торона в помещениях проводились выборочно. Число квартир выбиралось в зависимости от этажности здания, общего числа квартир (помещений), наличия достоверных сведений, полученных ранее сотрудниками ОБГУ «Облкомприрода», о показателях радиационной безопасности земельного участка и других характеристик здания. Измерения в выбранных для обследования помещениях проводились после их предварительной выдержки (не менее 12-24 часов) при закрытых окнах и дверях и штатном режиме принудительной вентиляции.

Результаты проведенных измерений оформляются протоколами по каждому объекту организацией, проводившей измерения (ОБГУ «Облкомприрода»). Один экземпляр протокола передается Центру Госсанэпиднадзора (Роспотребнадзор) для получения гигиенического заключения. Другой – прилагается к документам по приему здания в эксплуатацию, либо при обследовании эксплуатируемых зданий передается Заказчику.

Выводы

1. Обследование жилых домов и общественных зданий в Томске показало, что радиационная обстановка соответствует нормам радиационной безопасности и не зависит от расположения зданий на местности.
2. В кирпичных домах МЭД выше, чем в панельных на 10-20 %, но не превышает допустимые пределы.
3. Строительные материалы, используемые для строительства домов по содержанию природных радионуклидов, соответствуют нормам радиационной безопасности.
4. Эквивалентная равновесная объемная активность радона и торона в помещениях не превышает 100 Бк/м^3 , что соответствует требованиям для вновь вводимого жилья.
5. Студенты, принимающие участие в реальных работах по радиационному обследованию жилых и общественных зданий, закрепляют полученные на занятиях теоретические знания, приобретают навыки работы с приборами, применяемыми для исследования радиационной обстановки, вырабатывают чувство ответственности за результаты своей работы.

Литература

1. Нормы радиационной безопасности НРБ – 99/2009: СанПиН 2.6.1.2523-09 от 02.07.2009 (зарегистрированы в Министерстве юстиции Российской Федерации 14 августа 2009 г., регистрационный номер 14534), [Электронный ресурс] справочная система Консультант+.
2. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 99/2010), утверждены постановлением главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 26 апреля 2010 г. № 40, [Электронный ресурс] справочная система Консультант+.

3. Методические указания «Проведение радиационно-гигиенического обследования жилых и общественных зданий» МУ 2.6.1.715 – 98. Санкт - Петербург 1998 г. 31 с.
4. Методические указания «Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка жилых, общественных и производственных зданий и сооружений после окончания их строительства, капитального ремонта, реконструкции по показателям радиационной безопасности» МУ 2.6.1.2838 – 1. Санкт – Петербург 2011 г. 16 с.
5. Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. М.: Энергоатомиздат, 1989 г. 120 с.
6. Лукутцова Н.П. Строительные материалы в экологическом аспекте. - Брянск: БГИТА, 2001, 215 с.
7. Старков В.Д., Мигунов В.И. Радиационная экология. Тюмень: ФГУ ИПП «Тюмень», 2003, 304 с.

СОВРЕМЕННАЯ ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОГО СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ НА УЧАСТКАХ ПРОВЕДЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ В КРАСНОЯРСКОМ КРАЕ

*А.А. Кудагелдинов, Л.П. Рихванов, Ю.Л. Замятина, А.Ю. Иванов
Национальный исследовательский Томский политехнический университет,
г. Томск*

Среди радиационно-гигиенических проблем, доставшихся в наследство от хозяйственной деятельности в Советском Союзе, определенное беспокойство вызывает вопрос обеспечения радиационной безопасности населения, проживающего на территориях, прилегающих к местам проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) в мирных целях. Эти объекты образовались в процессе реализации государственной программы «Ядерные взрывы для народного хозяйства». На территории Российской Федерации (РФ) с 1965 по 1988 г. было осуществлено 81 ПЯВ [1]. Ядерно-взрывные технологии применялись для глубинного сейсмозондирования земной коры, для создания подземных опытно-промышленных емкостей, для интенсификации добычи нефти и газа, тушения газовых факелов, дробления рудных тел, перемещения больших масс грунта и других целей.

Мирные ядерные взрывы, проведенные на территории Красноярского края, входят в состав довольно многочисленной группы ПЯВ, основной целью которых было глубинное сейсмическое зондирование (ГСЗ) земной коры. Радиационная безопасность обеспечивалась правильным выбором геолого-гидрогеологических условий проведения взрыва, глубиной и энергией взрыва, оптимальной конструкцией скважины и тщательным проведением изоляционных работ в процессе ее бурения.

В целом, на территории Красноярского края в период с 1975 по 1982 годы было выполнено девять ПЯВ. Краткая их характеристика приводится в таблице 1 [по данным 1-4].

При выполнении работы из девяти площадок ПЯВнами, по состоянию на 2011 год, было обследовано пять площадок: Горизонт-3, Метеорит-2, Рифт-1 Таймырского муниципального района, Кратон-2 – г. Игарка, Плутон-1 – Эвенкийского муниципального района).

Для радиационной оценки современного состояния окружающей среды на участках проведения ПЯВ были использованы ядерно-физические методы анализа: а) определение географических координат элементов ландшафта, сооружений, точек пробоотбора и т.д. с использованием спутниковых навигаторов; б) измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения в воздухе с помощью гамма-дозиметров; в) измерение плотности потока бета-излучения; в) идентификацию гамма-излучающих радионуклидов *in situ* методом полевой гамма-спектрометрии [3]; г) отбор проб почвы, воды,; д) фото- и видеосъемку.

Лабораторные исследования отобранных проб включали в себя определение активности гамма-излучающих радионуклидов, ^{90}Sr , изотопов плутония, урана и ^3H .

Для достоверного выявления дополнительного загрязнения обследуемой территории техногенными радионуклидами необходимо сравнить уровни загрязнения проб почвы, отобранных рядом с объектом, с контрольными (фоновыми) пробами из тех мест, где заведомо известно, что радиоактивное загрязнение местности в результате взрыва отсутствует. Такие места выбираются на расстоянии от нескольких сотен метров до нескольких километров от объекта. При наличии реки, места отбора контрольных проб воды необходимо выбрать выше по течению от объекта.

Таблица 1. Краткая характеристика подземных ядерных взрывов, проведенных на территории Красноярского края

Название ПЯВ	Место проведения	Дата проведения	Глубина, м	Мощность, кт
«Горизонт» Скважина Г-3	80 км от Норильска озеро Лама	29.09.1975	834	7,6
«Метеорит» Скважина М2	80 км от Норильска озеро Лама	26.07.1977	850	15
«Метеорит» Скважина М3	35 км к юго-западу от п. Тура	21.08.1977	600	8,5
«Кратон» Скважина КР-2	100 км южнее г. Игарка п. Ермаково, Туруханский район	21.09.1978	886	5
«Кимберлит» Скважина КМ-3	35 км к юго-западу от п. Тура	06.09.1979	599	8,5
«Батолит» Скважина БТ-1	120 км к юго-востоку от п. Байкит, «Плутон-1», д. Усть-Камо, руч. Юктэ	01.11.1980	720	8
«Шпат» Скважина ШП-2	п. Виви 140 км юго- западнее от п. Тура	22.10.1981	581	8,5
«Рифт» Скважина РФ-1	190 км к западу от г. Дудинка, долина р. Мессояха	04.09.1982	860	16
«Рифт» Скважина РФ-4	30 км юго-восточнее п. Ногинск	25.09.1982	544	8,5

На рисунке 1 представлены графики усредненных полевых значений. Средние, а также максимальные и минимальные значения по данным полевых исследований на 2010 год приведены в таблице 2. По представленным показателям, характеризующим радиационную обстановку (МЭД, объемная активность радона и др.) превышений средних региональных фоновых уровней не установлено ни для одного участка.

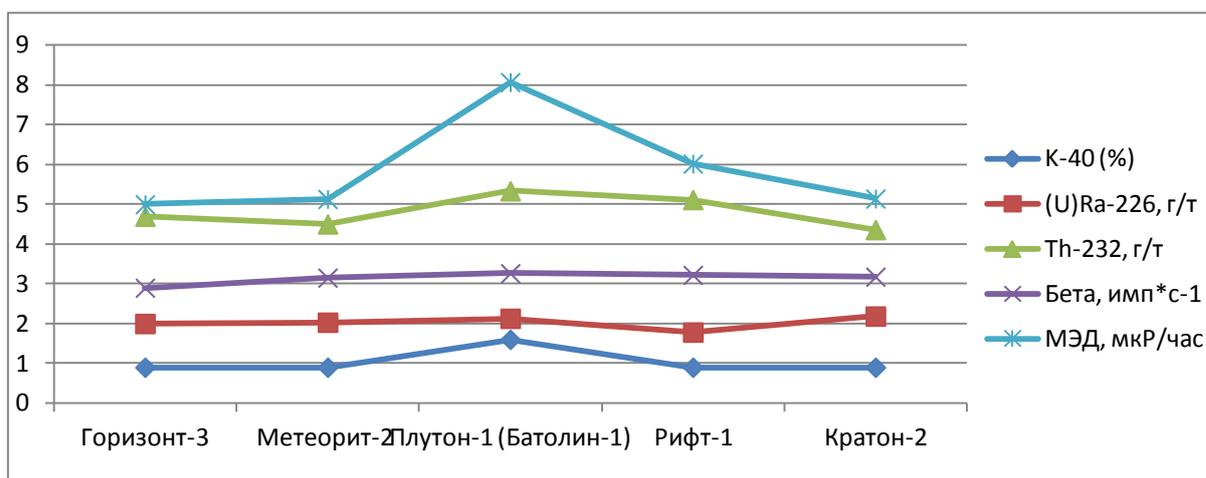


Рис. 1. Графики усредненных полевых значений на территориях 5 участков ПЯВ

Таблица 2. Средние значения мощности экспозиционной дозы, потока бета-излучения, активности радона, содержания калия, урана (по радию) и тория (по данным полевых исследований 2010 года)

Название участка ПЯВ	Параметры	Количество точек измерений	Среднее	Min.	Max	Фоновые значения в 2 км от устья скважины
«Горизонт-3»	МЭД, мкР/ час	281	5	4	8	3
	ОАРп, Бк/м ³	10		<20	32	нд
	U, г/т	281	2	1	4	1,0
	Th, г/т	281	4,7	2	12	2,0
	K, %	281	0,9	0,4	1,8	0,5
	ппβ-част., мин/см ²	281	2,9	1,2	5,5	1,8
«Метеорит-2»	МЭД, мкР/ час	281	5,1	3	12	3
	ОАРп, Бк/м ³	10		<20	59	нд
	U, г/т	281	2	1	5	1,0
	Th, г/т	281	4,5	2	11	2,0
	K, %	281	0,9	0,5	2,2	0,5
	ппβ-част., мин/см ²	281	3,1	1,2	5,4	1,8
«Кратон-2»	МЭД, мкР/ час	281	5	2,5	7	5
	ОАРп, Бк/м ³	10		<20	48	Нд
	U, г/т	281	2	1	4	2
	Th, г/т	281	4,5	2	8	6
	K, %	281	0,9	0,3	1,6	0,8
	ппβ-част., мин/см ²	281	3,2	1,2	5,5	2,8
«Рифт-1»	МЭД, мкР/ час	281	6	2,5	10	6
	ОАРп, Бк/м ³	10		<20	26	нд
	U, г/т	281	1,8	1	3	2
	Th, г/т	281	5	1	10	4
	K, %	281	0,9	0,2	1,8	0,6
	ппβ-част., мин/см ²	281	3,2	1,3	5,2	3,2
«Плутон-1» «Батолин-1»	МЭД, мкР/ час	281	8	4,5	14,5	6
	ОАРп, Бк/м ³	10		<20	65	нд
	U, г/т	281	2,2	1	4	2
	Th, г/т	281	5,3	2	10	5
	K, %	281	1,6	0,4	5	1,1
	ппβ-част., мин/см ²	281	3,3	1,5	6,5	2,6

- нд = «нет данных»

В таблицах 3-4 по данным лабораторных анализов приведены средние значения удельной активности техногенных радионуклидов в почве и растительности на территории 5 участков ПЯВ. Полученные значения не превышают глобальный уровень загрязнения этих сред данными элементами, характерный как для территории России в целом, так и для территории Красноярского края.

Таблица 3. Средние значения удельной активности радионуклидов в почве по данным альфа- и гамма-спектрометрии

Название участка ПЯВ	Средняя удельная активность почв, Бк/ кг										
	Cs ¹³⁷	K ⁴⁰	Th ²³²	Ra ²²⁶	Be ⁷	Tc ⁹⁸	Pu ^{239+240**}	Pu ^{238**}	U ^{238**}	U ^{235**}	U ^{234**}
«Горнзон т-3» выборка из 20 проб	6	149	10	7	нпо	2*	0,47±0,27	< 0,10	7,9±1,9	0,4±0,3	10,3±2,1
«Метеорнт -2» выборка из 20 проб	6	143	7	5	2*	нп о	0,17±0,15	< 0,10	7,05±2,0	0,4±0,3	6,9±2,0
«Рнфт-1» выборка из 20 проб	3*	266	12	9	нпо *	нп о*	0,17±0,18	<0,10	18,0±3,3	0,6±0,4	20,7±3,5
«Кратон-2» выборка из 20 проб	2*	266	12	9	нпо *	нп о*	0,27±0,22	<0,10	18,5±4,4	0,8±0,4	21,4±4,5
«Плутон-1» выборка из 21 проб	6	630	13	12	нпо *	нп о*	0,17±0,19	<0,10	16,3±3,3	0,5±0,3	21,5±3,9
«Метеорит -3» выборка из 20 проб	7	200	8	10	нпо *	нп о*	нд	нд	нд	нд	нд
«Кимберли т-3» выборка из 20 проб	6	269	6	9	нпо *	нп о*	нд	нд	нд	нд	нд

1- нпо - «ниже предела обнаружения» ■

2- нд - "нетданных"

3- * - оценочное значение, т.к. более 50% данных выборки, по которой определялось «среднее» ниже предела обнаружения

4- ** - данные по 2-м пробам (в соответствии с ТЗ)

Таблица 4. Средние значения удельной активности радионуклидов в растительности по данным альфа- и гамма-спектрометрии

Название участка ПЯВ	Средняя удельная активность почв, Бк/ кг										
	Cs ¹³⁷	K ⁴⁰	Th ²³²	Ra ²²⁶	Be ⁷	Tc ⁹⁸	Pu ^{239+240**}	Pu ^{238**}	U ^{238**}	U ^{235**}	U ^{234**}
«Горнзонт-3» выборка из 26 проб	31	63 7	7	37	20 *	2*	3,07±1,0	0,43±0,2	<0,5	<0,10	<0,5
«Метеорнт	126	24	20	14	8*	2*	0,96±0,	<0,10	3,5±	<0,10	2,0±

Название участка ПЯВ	Средняя удельная активность почв, Бк/кг										
	Cs ¹³⁷	K ⁴⁰	Pb ²³²	Ra ²²⁶	Be ⁷	Tc ⁹⁸	Pu ^{239+240**}	Pu ^{238**}	U ^{238**}	U ^{235**}	U ^{234**}
-2» выборка из 26 проб		5					43		1,6		1,5
«Рифт-1» выборка из 26 проб	17,8	21 7,7	30,4	53,4	29, 0*	0,7 *	<0,1	<0,10	2,5± 1,8	<0,10	4,1± 2,6
«Кратон-2» выборка из 26 проб	30*	37 8	3	30	28 *	2*	0,18±1, 0	<0,10	<0,5	<0,10	0,9± 1,0
«Плутон-1» выборка из 26 проб	30*	37 8	3	30	нп о*	2*	0,56±0, 26	<0,10	1,3± 1,1	<0,10	1,3± 1,1

На рисунках 2 и 3 представлены гистограммы распределения цезия-137 в пробах почвы и растительности, отобранных на 5 участках ПЯВ.

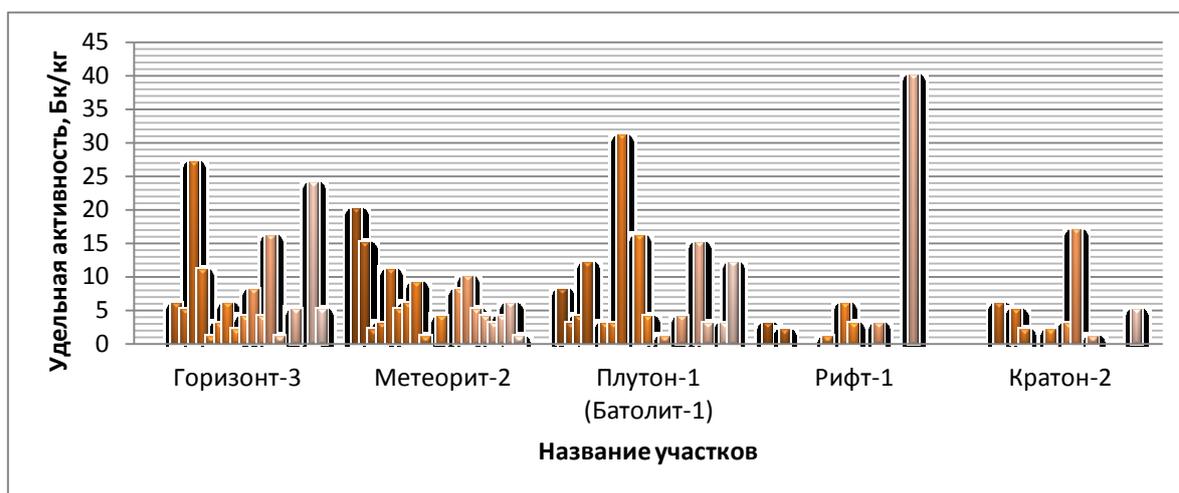


Рис. 2. Распределение цезия-137 в пробах почвы отобранных на 5 участках ПЯВ

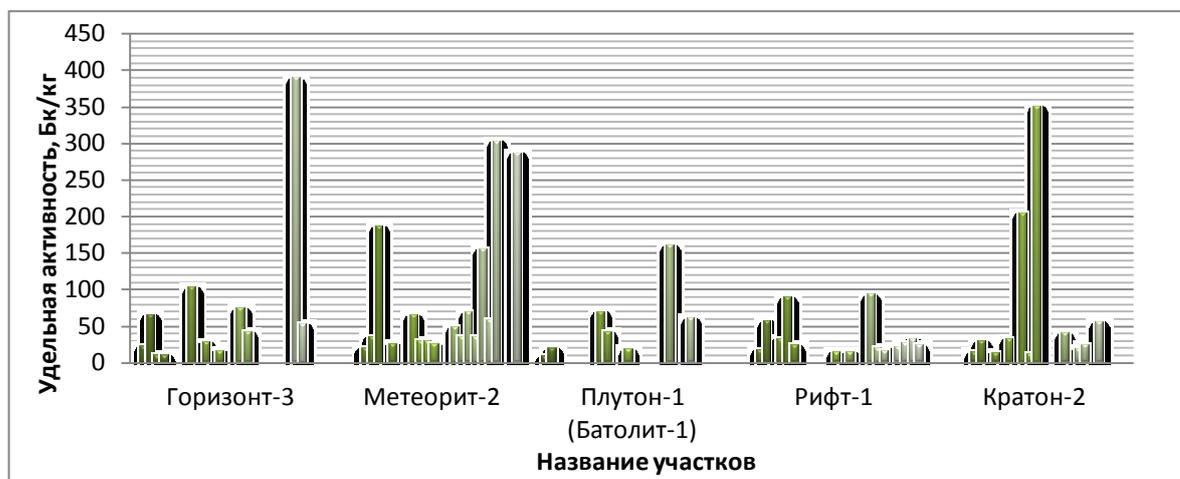


Рис. 3. Распределение цезия-137 в пробах растительности отобранных на 5 участках ПЯВ

Результаты полевых гамма-спектрометрических измерений (мощность дозы гамма-излучения, калий, уран (по радию), торий), измерений плотности потока бета-излучения на поверхности ПЯВ не выявили значительных расхождений относительно фона. Детальные полевые исследования МЭД в непосредственной близости от устья боевых скважин не выявили даже незначительных аномалий по отношению к фоновым значениям.

Измерений удельной активности изотопов плутония ($^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu) и урана (^{234}U , ^{235}U и ^{238}U) в пробах почвы и растительности основе альфа-спектрометрическим метода с радиохимическим выделением не выявил аномалий, превышающих глобальный уровень выпадения. Нейтронно-активационный анализ на радиоактивные и редкоземельные элементы в пробах почвы и в растительности также не выявил значительных отклонений от фона.

Совокупный анализ всех полученных данных по оценке радиозоологических показателей объектов окружающей среды (воздух, почва, растительность, вода) на территории 5 участков ПЯВ (Горизонт-3, Метеорит-2, Рифт-1 (Таймырский муниципальный район), Кратон-2 (территория, подчиненная горсовету г. Игарка), Плутон-1 (Эвенкийский муниципальный район), расположенных в Красноярском крае позволяет сделать вывод, что по всем контролируемым показателям НРБ-99/2009 [5] в ходе исследований не установлено превышений гигиенических нормативов, все значения существенно ниже установленных уровней вмешательства.

В связи с тем, что все зафиксированные значения радиационных показателей находятся на уровне фоновых, предложения по улучшению радиационной обстановки на обследуемых участках отсутствуют. В качестве рекомендаций предлагается проводить повторные мониторинговые радиозоологические исследования на участках проведения ПЯВ через пять лет, поскольку эти объекты являются потенциальными источниками радиационного воздействия на окружающую среду в результате существования потенциальной возможности миграции радионуклидов из полости ПЯВ, в том числе особо опасных долгоживущих альфа-излучающих нуклидов, в подземные воды и окружающую среду.

В данной статье изложены представления авторов об организации радиозоологического мониторинга и оценке окружающей среды на объектах, образовавшихся в результате применения ядерно-взрывных технологий в мирных целях. Выполнен комплекс полевых инструментальных измерений, отобраны пробы объектов окружающей среды (воды, почвы и растительности), проведены лабораторные работы по детальному изучению всех отобранных проб, выполнена комплексная камеральная обработка всех полученных данных и, в результате, дана оценка современной радиозоологической ситуации в местах проведения ПЯВ. Материалы статьи в первую очередь предназначены для Министерства природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края.

Работа выполнена в рамках государственного контракта 45/2010 от 24.06.2010 г. по мероприятию «Проведение радиационного мониторинга девяти объектов подземных ядерных взрывов в мирных целях, расположенных на территории Красноярского края» между Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края и Национальным исследовательским Томским политехническим университетом

Литература

1. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Коля, авторов под.рук. проф. В.А. Логачева. М.: Изд. АТ, 2001. 519 с.
2. Ядерные взрывы в СССР. Мирное использование подземных ядерных взрывов / Под ред. В.Н. Михайлова. М.:Минатом России, 1994. Выпуск 4. 162 с.
3. Measurements: Report 53. Gamma-ray spectrometry in the environment / ICRU, 1994

4. Справка о подземных ядерных взрывах, проведенных в промышленных (мирных) целях на территории Красноярского края в 1975-1982 гг.: Фондовые материалы ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». – Красноярск, 1994 г.

5. Санитарные правила. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1. 758-99: утв. 02.07.1999. Взамен НРБ-96. М.: Минздрав России, 1999. 116 с

ТЕОРИЯ И МОДЕЛИ РАДИОЕМКОСТИ И НАДЕЖНОСТИ ЭКОСИСТЕМ В СОВРЕМЕННОЙ РАДИОЭКОЛОГИИ

Ю.А.Кутлахмедов¹, В.В.Родина¹ И.В.Матвеева², А.Г.Бевза²

¹ Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины

² Национальный авиационный университет, Институт экологической безопасности, Украина, г. Киев

Экспериментальными и теоретическим исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежность биоты в данной экосистеме [1]. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме, при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия и надежности биоты.

Цель и задача исследования показать, что параметры радиоемкости способны выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, и экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы, рассматриваемой как системы транспорта радионуклидов от окружающей среды к человеку.

1. Возможность использования фактора радиоемкости биоты по трассеру ¹³⁷Cs, как показателя надежности биоты экосистемы

Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 различных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и численности. Важная особенность этих показателей, что практически все они начинают существенно изменяться только тогда, когда биота претерпевает значительные изменения. Практически очень важно иметь показатели и параметры, которые позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем и особенности распределения и перераспределения поллютантов в реальных экосистемах и ландшафтах. На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено использовать такую меру – как радиоемкость и/или фактор радиоемкости экосистем и ее составляющих. Радиоемкость определяется как предельное количество поллютантов (радионуклидов) которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы, без нарушения их основных функций (воспроизводство бимассы и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоемкости определяется как доля поллютантов, которые накапливаются в том, или ином компоненте экосистемы [2,3]. Нами было предложено для оценки благополучия и надежности биоты в экосистеме использовать в качестве определяющих – два параметра – биомасса видов в экосистеме и их способность очищать-кондиционировать среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, попадающих в экосистему.

2. Оценка радиационной емкости биосистем по величинам предельно-допустимых дозовых нагрузок

Исследованиями Г.Г.Поликарпова и В.Г.Цыцугиной [4] установлены диапазоны дозовых нагрузок на биоту, при которых проявляются радиационные эффекты. Из таблицы 1 видно, что по настоящему существенными, являются дозы в зоне явных экологических эффектов. Это соответствует дозам 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для наземных растений и гидробионтов. После достижения таких доз могут проявляться процессы угнетения и подавления роста биоты в экосистемах. Поэтому на данном этапе развития представлений об экологических нормативах для допустимых дозовых нагрузок на биоту предлагается установить, как приемлимую величину, для растений и гидробионтов в качестве предела дозы 4 Гр/год и 0,4 Гр/год для животных.

Таблица 1. Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах [4]

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1	Зона радиационного благополучия	< 0,001–0,005
2	Зона физиологической маскировки	0,005–0,05
3	Зона экологической маскировки	
3.1	наземные животные	0,05–0,4
3.2	гидробионты и наземные растения	0,05–4
4	Зона явных экологических эффектов	
4.1	а) драматических для наземных животных	>0,4
4.2.	б) драматических для гидробионтов и наземных растений	>4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	100

Определив предельно-допустимую дозу для биоты, мы можем оценить величину радиоемкости через предельные уровни нахождения радионуклидов в ареале обитания биоты и их поступления в биомассу. Для этого нами предлагается использовать модель оценки дозовых нагрузок на биоту от радионуклидов, предложенную Б. Амиро [5] (таблица 2). Модель систематизирована в виде таблицы значений дозовых коэффициентов. Для радионуклидов находящихся в разных абиотических средах и биомассе рассчитаны коэффициенты, которые позволяют оценить вклад от каждого Бк радионуклида в окружении биологического объекта (в воде, в биомассе, в грунте, в воздухе и от рядом расположенной вегетирующей биомассы).

Таблица 2. Величины значений дозовых коэффициентов для биоты экосистем по некоторым радионуклидам (В. Amiro) [5]

Радио-нуклид	Внутреннее облучение Гр/год/Бк/кг	Внешнее облучение			
		вода Гр/год/Бк/м ³	воздух Гр/год /Бк/м ³	Почва Гр/год/Бк/кг	Вегетация Гр/год/Бк/кг
¹³⁷ Cs	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-9}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$	$4,02 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$
³ H	$2,88 \cdot 10^{-8}$	0	0	0	0
⁴⁰ K	$3,44 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,64 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
³² P	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,36 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
²⁴¹ Am	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$	$2,22 \cdot 10^{-7}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$
²³⁹ Pu	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$3,72 \cdot 10^{-12}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$	$5,58 \cdot 10^{-9}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$
⁹⁰ Sr	$9,92 \cdot 10^{-7}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$	$4,61 \cdot 10^{-7}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$
²²² Rn	$1,12 \cdot 10^{-4}$	$8,91 \cdot 10^{-9}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-6}$
¹⁴ C	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$6,51 \cdot 10^{-12}$	$6,01 \cdot 10^{-9}$	$9,77 \cdot 10^{-9}$	$6,01 \cdot 10^{-9}$

3. Примеры расчета надежности транспорта радионуклидов в экосистемах

Наши исследования показали, что лимитирующая доза облучения - 4 Гр/год для биоты озерной экосистемы, может быть достигнута при количестве радионуклидов (например, ^{137}Cs) около 600 кБк/кг в расчете на кг биомассы. Аналогичные расчеты для биоты других экосистем могут дать другие результаты. Есть все основания предполагать, что в диапазоне доз для биоты от 0 до 4 Гр/год надежность изменяется линейно от 1 до 0. Таким образом можно предложить в качестве оценки предельной радиоемкости биотической компоненты экосистемы, ситуацию, когда содержание радионуклидов в биоте озера будет близким к (≈ 600 кБк/кг). Доза при этом может достигать 4 Гр/год, а надежность может упасть до нуля. Есть основания предполагать, что параметр радиоемкости может служить мерой надежности биоты в экосистеме.

3.1. Пример расчета для склоновой экосистемы

По блок-схеме склоновой экосистемы с помощью камерной модели были рассчитаны и построены графики поведения радионуклидов в разных камерах. Расчетные данные представлены на рис 2. Видно, что склоновой экосистеме свойственно заметное перераспределение радионуклидов по камерам. Лес резко теряет свой запас радионуклидов. Далее радионуклиды перемещаются по склону и переходят в зону природопользования человека, а в наибольшей степени концентрируются в донных отложениях озерной экосистемы. Используя данную модель, мы получили возможность смоделировать ситуацию с различными контрмерами. Мы выбрали ряд контрмер, реальных и возможных к применению для снижения перемещения радионуклидов по склоновой экосистеме. Контрмеры вводятся в модель путем оценочного изменения скоростей перехода между камерами. Это позволяет установить эффективность и полезность применения контрмер и их комбинаций в моделях, не прибегая сразу к их реализации [7].

Склоновая экосистема может быть рассмотрена в терминах теории надежности биосистем [6,7], как последовательная система транспорта радионуклидов от леса вниз по склону. Считаем, что первоначально в данной экосистеме, был загрязнен радионуклидами только верхний участок склона – лес. В данном подходе, мерой надежности элемента-камеры в системе транспорта радионуклидов, рассматривается удерживающая способность каждой из камер. Данные подобного расчета представлены в таблице 3. Здесь приведены оценки удерживающей способности каждой из камер по формуле (1). Сначала провели расчет вероятности удерживания радионуклидов для исходной склоновой экосистемы, а затем и для ситуации с применением различных контрмер.

Для характеристики поведения радионуклидов в склоновой экосистеме мы применили метод анализа надежности экосистемы, по способности обеспечить надежность транспорта радионуклидов между камерами [8]. Для расчетов использовали формулу (1), при оценке радиоемкости каждой из камер (радиоемкость здесь определяется как способность к удержанию радионуклидов в каждой из исследуемых камер).

Фактор экологической емкости и радиоемкости (и надежности, как элемента транспорта радионуклидов) конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта (F_j) определяется нами с использованием параметров скоростей перехода между камерами модели:

$$F_j = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}) \quad (1)$$

где $\sum a_{ij}$ - сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент - J экосистемы, согласно камерной модели, а $\sum a_{ji}$ -

сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из исследуемой камеры - J - в другие составляющие экосистемы, сопряженные с ней.

Зная параметры скоростей переходов между камерами, мы провели оценку надежности транспорта радионуклидов в склоновой экосистеме без применения контрмер и с их использованием (см. таблица 3). Расчетами установлено, что каждая из контрмер способна уменьшать вероятность сброса радионуклидов (снижать надежность системы транспорта) от 1,4 раз до 5,6 раз. (Это описывается с помощью коэффициента дезактивации К_д). Наиболее эффективным средством снижения сброса радионуклидов по склону является одновременное использование всех 4-х предлагаемых контрмер. Следует подчеркнуть, что рассмотренный надежностный подход позволяет априорно до реализации, оценить и спрогнозировать эффективность возможных контрмер, и выбрать среди них самые эффективные и дешевые для реализации. Важно, что такой анализ можно провести для любых типов экосистем, и конечно не ожидая аварийных выбросов радионуклидов и других поллютантов[9].

Таблица 3. Надежность типовой склоновой экосистемы, как системы транспорта Cs-137 в озеро и к человеку (озеро s=1 км², H=5 м, V=5E+9л., донные отложения s=1 км² h = 0, 1м, К_н=1000). Предполагается, что в лесу лежит 1 Ки Cs-137. (С разными контрмерами)

Камера	Вероятность сброса (без КМ) К _д =1	Контрмеры				
		Пожарозащитная полоса между лесом и опушкой К _д =1,5	Дорога между лесом и опушкой К _д =2	Удаление дернины на террасе К _д =10	Подпорная стенка в грунте между террасой и поймой К _д =2	Все контрмеры одновременно
1.Лес	0,029	0,02	0,02	0,029	0,029	0,02
2.Опушка	0,83	0,83	0,4	0,83	0,83	0,4
3.Луг	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
4.Терраса	0,57	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,12	0,57 (к человеку 0,4)	0,12
5.Пойма	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
6.Биота озера	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
7.Донные отложения	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
8.Вода озера	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,72
9.Человек	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1
Вероятность сброса	1,5 E-3 К _д (2)=1	1,1 E-3 К _д (2)=1,4	2,7 E-4 К _д (2)=5,6	3,3 E-4 К _д (2)=4.5	8,7 E-4 К _д (2)=1,7	5,8 E-5 К _д (2)=25,9

3.2. Оценка надежности транспорта радионуклидов по каскаду Днепровских водохранилищ

После аварии на Чернобыльской АЭС произошло загрязнение огромных территорий Беларуси, Украины и России. Практически вся загрязненная территория лежит на водосборной площади Днепра и в результате поверхностного стока попадает в каскад Днепровских водохранилищ. По оценкам примерно 40% стока формирует 30-км зона ЧАЭС, 40% дает территория загрязненных областей Беларуси, остальные 20% стока – от загрязненных территорий Украины, где ведется хозяйственная деятельность. Днепр, в

результате регулирования представляет собой каскад из 6 больших водохранилищ и Днепро-Бугского лимана. Анализируя величину и скорость обмена воды между водохранилищами, можно видеть, что обмен составляет не более 1/30 объёма в год. Это характеризует каскад как систему вяло обменивающихся водоемов. К такой системе вполне применимы методы оценки радиоемкости, предложенные выше для оценки радиоемкости каскадных систем водоемов [3]. Основные параметры и характеристики водохранилищ Днепра представлены в таблице 4.

Таблица 4. Характеристики и оценки параметров Днепро-Бугского каскада водохранилищ для случая сброса Cs-137

Водохранилище	Площадь (km ²)	Объем (km ³)	Средняя глубина (m)	Толщина ила (см.)	Кн (водо-донные отложения)	Фактор радиоемкости
Киевское	920	3.7	4	10	100	0.7
Каневское	680	2.4	4	10	50	0.6
Кременчугское	2250	13.5	6	10	800	0.8
Запорожское	570	2.4	4	10	100	0.7
Днепро-Бугское	410	3.3	8	10	230	0.7
Каховское	2150	18.2	8	10	280	0.7

Таковы основные исходные расчетные параметры фактора радиоемкости отдельных водохранилищ Днепра по отношению к радионуклидам Cs -137, попавшим в каскад Днепро-Бугского каскада водохранилищ. Видно, что каждое из водохранилищ по отношению к радионуклидам Cs-137 обладает не очень высокой радиоемкостью. Ввиду того, что каскад водохранилищ Днепра представляет собой систему вяло обменивающихся водоемов, мы вправе применить к ней простую формулу [3] (см. таблицу 4) для расчета общей радиоемкости. Из этой формулы следует, что фактор радиоемкости каскада водохранилищ равен $F_k = 0,9994$. Эта величина отражает чрезвычайно высокую степень радиоемкости каскада, которая намного выше, чем радиоемкость максимального по радиоемкости Кременчугского водохранилища (таблица 4) [3]. Применение данного метода расчета надежности к каскаду Днепро-Бугского каскада водохранилищ позволило рассчитать надежность каскада как системы удержания радионуклидов ¹³⁷Cs, с учетом роли растущей в каскаде растительной биоты, и возможных адаптивных процессов в ней (таблица 5).

Таблица 5. Оценка факторов радиоемкости по Cs-137 на примере каскада Днепро-Бугского каскада водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без него (Оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)

Водохранилище	F(донные отложения)	F(биоты)	F _i (суммарное)
Киевское	0,7	0,1	0,8
Каневское	0,6	0,08	0,68
Кременчугское	0,9	0,04	0,94
Запорожское	0,7	0,16	0,86
Днепро-Бугское	0,7	0,1	0,8
Каховское	0,8	0,14	0,94

Общая радиоемкость каскада $F_{\text{каскада}} = 1 - \prod (1 - F_i)$ (2)

$F_{\text{каскада}} (\text{без биоты}) = 0,9992$

$F_{\text{каскада}} (\text{с биотой и адаптацией}) = 0,999993$

(разница в пропускной способности каскада в 100 раз)

Полученная оценка радиоемкости каскада Днепра позволила в первый послеаварийный период достаточно точно спрогнозировать распределение радионуклидов Cs по каскаду в его донных отложениях и воде, и предсказать, что основная часть радионуклидов Cs будет прочно захоронена в илах Киевского водохранилища. Эта модель и оценка сделаны для случая разового поступления радионуклидов в каскад. Для ситуации длительного поступления радионуклидов модель должна быть модифицирована с использованием дифференциальных уравнений. Но, тем не менее, и 25 лет спустя, после аварии различия в радиоактивности воды Киевского и Каховского водохранилищ составляют те же два-три порядка, что и вскоре после аварии. Установлено оценочно, что без биоты каскад пропускает -0,008 часть радионуклидов, а с биотой и ее адаптацией только -0,000007, то есть в 100 раз меньше.

3.3. Надежность транспорта радионуклидов в локальной аграрной экосистеме

Рассмотрим ситуацию в транспорте радионуклидов в типовой агроэкосистеме на примере с. Галузия Маневичского района Волынской области [10,11]. На основе разработанной нами камерной модели данной экосистемы нами проведены оценки по формуле (1) параметров надежности компонент агроэкосистемы как поставщиков радионуклидов к человеку через продукты питания (молоко). Далее нами рассмотрена экосистема села как параллельно функционирующее множество пастбищ. Получив исходные оценки дозовых нагрузок, мы использовали этот подход и для ситуации применения различных контрмер, направленных на снижение поступления радионуклидов цезия-137 в молоко. Контрмеры мы ввели в расчет через оценку изменения параметров скоростей в камерной модели для учета влияния контрмер (таблица 6).

Таблица 6. Оценка надежности локальной агроэкосистемы села Галузия, как системы транспорта радионуклидов от агроэкосистем к человеку, с учетом возможных контрмер

Контр-мера	Кд (1)	Паст №	Запас р/н Ки	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный Переход р/н (Ки) по пастбищам и(колдоза)и Кд	Кд(2) по надежности
НЕТ	1	1	0,0056	0,052	0,0008	0,0022 (1,6 чел.Зв) Кд=1	1
		2	0,0169	0,044	0,0007		
		3	0,0003	0,056	0,0004		
		4	0,0011	0,074	0,0008		
Удобрения	2	1	0,0056	0,026	0,00015	0,013 (0,96 чел-Зв) Кд=1,7	0,0022/0,0013 = 1,74
		2	0,0169	0,022	0,00037		
		3	0,0003	0,041	0,00026		
		4	0,0011	0,044	0,00048		
Сеянка	3	1	0,0056	0,0185	0,0001	0,008 (0.6 чел-Зв) Кд=2,7	2,75
		2	0,0169	0,014	0,0002		
		3	0,0003	0,033	0,0002		
		4	0,0011	0,030	0,0003		
Уборка Дернины (3-5 см)	10	1	0,0056	0,0057	0,00003	0,000032 (0,024 чел-Зв) Кд=66,7	69
		2	0,0169	0,0051	0,00009		
		3	0,0003	0,0134	0,00008		
		4	0,0011	0,0108	0,00012		
Феррацин-овые болюсы	4	1	0,0056	0,027	0,0002	0,0012(0,88 чел-Зв) Кд=1,8	1,8
		2	0,0169	0,025	0,0004		
		3	0,0003	0,0206	0,0001		
		4	0,0011	0,045	0,0005		

Контр-мера	Кд (1)	Паст №	Запас р/н Ки	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный Переход р/н (Ки) по пастбищам и(колдоза)и Кд	Кд(2) по надежности
Феррацин-овые + Фильтры (молоко)	5	1	0,0056	0,0497	0,0003	Кд= 3,7	4
		2	0,0169	0,0426	0,0007		
		3	0,0003	0,05	0,0003		
		4	0,0011	0,0709	0,0008		
Удобрения+ Уборка +дернины+ Болюсы	2х 10х 4= 80	1	0,00056	0,025	0,000014	0,000024(0,016 чел-3в) Кд=100	91,7
		2	0,00169	0,0042	0,0000071		
		3	0,00003	0,019	0,00000057		
		4	0,00011	0,023	0,0000025		

Таким образом, с помощью расчетов, может быть установлено, что под влиянием реальных контрмер возможно почти в 90 раз затормозить поступление радионуклидов от пастбищ с молоком коров к человеку. Это показывает возможность и перспективу использования надежного подхода к оценке потоков радионуклидов от агроэкосистемы к человеку и возможность теоретического расчета перспектив использования разного типа контрмер.

Литература

1. Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu. Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. – 1997. – 5 (1). – P. 25–35.
2. Агре А.Л., Корогодин В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. – 1960. - № 1. – С. 67-73.
3. Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Кольтовер В.К. Основы радиоекології. – Киев: Вища шк. 2003.–319 с.
4. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле// радиационная биология и радиозология. – 1995.- Т.35. № 4. С.536-548
5. Amiro B.D. (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts, J. Environ. Radioactivity Vol.35, N1, : 37-51.
6. Кутлахмедов Ю.А.,Петрусенко В.П. Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України. Вісник Національного авіаційного університету.. – 2006. – № 2. – С.134–136.
7. Кутлахмедов Ю.А.,Петрусенко В.П. Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилових ландшафтах методом камерних моделей. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 4. – С. 163–165.
8. Матвеева І.В. Дослідження та оцінювання надійності систем транспорту радіонуклідів у локальній агроекосистемі.-2011, Вісник національного авіаційного Університету №2(47), с.148-154.
9. Кутлахмедов Ю.А.,Матвеева И.В., Заитов В.Р. Моделирование радиозологических процессов методом камерных моделей на примере села в Вольнской области. Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173–176.
10. Кутлахмедов Ю.А.,Корогодин В.И.,Родина В.В.,Матвеева И.В.,Петрусенко В.П.,Саливон А.Г., Леншина А.Н. Теория и модели радиоемкости в современной радиозологии. В сб.матриалов Международной конференции «Радиозология: итоги, современной состояние и перспективы», Москва 2008 Г.с.177-193.

11. Гродзинський Д.М., Кутлахмедов Ю.О., Михєєв О.М., Родіна В.В. Методи управління радіємністю екосистем / Під редакцією акад.. Д.М. Гродзинського. – Київ: Фітосоціонер, 2006. – 172с.

О НЕОДНОРОДНОСТИ СОВРЕМЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОЦЕЗИЯ В ПОЧВАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

*И.Н.Маликова, Ф.В.Сухоруков, В.Д.Страховенко, Б.Л.Щербов,
Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт геологии и
минералогии СО РАН, г. Новосибирск*

Территория Западной Сибири, кроме глобальных радиоактивных выпадений, многократно подвергалась локальному загрязнению техногенными радионуклидами в период наземных ядерных испытаний на Семипалатинском (1949 – 1962 г.г.) и Новоземельском (1955 – 1962 г.г.) полигонах. Наиболее сильное радиационное загрязнение от Семипалатинского полигона получила территория Алтайского края.

Анализ архивных данных о метеообстановке при проведении атмосферных ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне показал, что, по крайней мере, для 13 из них был характерен северо-восточный и восточный перенос воздушных масс далее на территорию Сибири, прежде всего на Республики Алтай и Тува, Новосибирскую, Кемеровскую и Иркутскую области.

Главным компонентом ландшафтов, аккумулирующим техногенные радионуклиды, являются почвы. В связи с недостаточностью результатов прямых измерений уровней радиоактивных загрязнений в период проведения ядерных испытаний, разработаны и аккредитованы методики реконструкции доз облучения населения, использующие величину накопленного осадка ^{137}Cs и ^{90}Sr на почве [1].

Систематические исследования радиационного загрязнения территории Западной Сибири были начаты в начале 90-х годов. Наибольший объем работ был выполнен усилиями многих организаций по Алтайскому краю в рамках программы «Семипалатинский полигон-Алтай». В дальнейшем наши работы на территории Западной Сибири были продолжены [2].

Анализ проб на радиоцезий проводился массовым гамма-спектрометрическим методом по разработанной методике с чувствительностью 1-3 Бк/кг [3]. Правильность определения ^{137}Cs оценивалась сравнением данных, полученных по стандартным образцам МАГАТЭ УАЕА-0375 и УАЕА-0373 и анализом на полупроводниковом детекторе. Вплоть до уровня 50 Бк/кг относительная стандартная погрешность не превышала 10%. При 17-20 Бк/кг она ухудшалась до 19-20%, а с приближением к пределу обнаружения достигала 85%. Поскольку результаты были получены в течение длительного периода времени, в некоторые основные данные введены поправки на радиоактивный распад (пересчет на начало XXI века) (таблица 1).

Исследования показали, что распределение радиоцезия в почвах Западной Сибири носит мозаичный характер, но причины и масштабы этого различны. Первичная мозаичность радиационного загрязнения определяется особенностями конкретных ядерных испытаний и условиями выпадения радиоактивных осадков. Задача ретроспективного восстановления величин былых радиоактивных выпадений осложнялась тем, что за годы, прошедшие после прекращения атмосферных ядерных испытаний, произошло значительное латеральное и вертикальное перераспределение техногенных радионуклидов. Неоднородность распределения ^{137}Cs в почве установлена при сравнении проб, отобранных в одном элементарном ландшафте на площадках незначительно удаленных друг от друга. Большая часть таких наблюдений была сделана на территории Алтайского региона.

Таблица 1. Средние значения плотности загрязнения целинных почв радиоцезием на территории Западной Сибири, мКи/км² (в пересчете на 2000 год)

Регион	¹³⁷ Cs, мКи/км ²	Количество точек наблюдения
Алтайский край	$\frac{70}{9-248}$	741
Новосибирская область	$\frac{67}{20-290}$	204
Республика Алтай	$\frac{69}{3-173}$	231
Кемеровская область	$\frac{56}{0-181}$	170
Ямало-Ненецкий автономный округ	$\frac{28}{0-87}$	19
Республика Тува	$\frac{62}{0-134}$	135

Примечание. В числителе – среднее, в знаменателе – пределы вариации.

Площадка размером 1 м² возле с. Курья Алтайского края была опробована в шахматном порядке: 13 проб в верхнем 2,5 сантиметровом слое и 13 проб в нижележащих 2,5 см. Коэффициенты вариации содержаний ¹³⁷Cs составили соответственно 14 и 17% при средних значениях активности, что можно считать равномерным распределением, так как соответствует аналитической ошибке. Степень неравномерности распределения радиоцезия в элементарных ландшафтах показали также определения плотности загрязнения по 5 точкам методом «конверта». Эти результаты свидетельствуют, что различие в запасах ¹³⁷Cs на сравнительно небольших горизонтальных однородных площадках весьма значительны и доходят до 50-60% от среднего значения (таблица 2). Наиболее вероятной причиной этого является неоднородное движение воды в почве вследствие природных особенностей ее порового пространства.

На территории Алтайского края в 29 точках опробования отобраны пробы почв и их дубликаты на расстоянии не более 1-2 метров друг от друга. Разница в оценках запаса ¹³⁷Cs по каждой паре проб в половине всех точек превысила 25%, 50% - в четырех точках и в одной точке оценки различались в 2 раза. Однако средние значения по обеим выборкам в пределах доверительных интервалов не различались (94±12 и 91±12 нКи/м²). К аналогичному результату привело сопоставление данных, полученных при исследованиях, выполнявшихся совместно с НПО «Тайфун» (г. Обнинск) на одних и тех же объектах в Угловском, Змеиногорском и Смоленском районах Алтайского края, где пробы отбирались также на расстоянии не более 1-2 метров одна от другой (100±10 и 114±10 нКи/м²). Следовательно, статистические оценки являются более устойчивыми, по сравнению с единичными. Они удовлетворительно воспроизводятся при уровне значимости 0,05 и при достаточном объеме выборки могут быть распространены на площади целых районов, представляя наиболее обобщенную характеристику их современного радиационного загрязнения.

При выявлении локальных радиоактивных выпадений на территории Западной Сибири за аномальные значения нами были приняты плотности загрязнения ¹³⁷Cs в почвах в 2-3 раза превышающие глобальный уровень (43 мКи/км² на 2000 г.) Для Ямало-Ненецкого автономного округа, расположенного в более высоких широтах, учитывался более низкий фон (33 мКи/км²) [4].

Таблица 2. Вариации плотности загрязнения радиоцезием целинных почв элементарных ландшафтов (по «конвертам»), нКи/м²

Запас ¹³⁷ Cs, нКи/м ²	Размер площадки, м	Место опробования	Характеристика ландшафта
128(67-336)	10×10	Новосибирская обл.(около г.Черепаново)	Лесостепь, березовый лес, почва серая лесная
74(55-92)	10×10	Новосибирская обл.(около г. Черепаново)	Лесостепь, березовый лес. Почва серая лесная
65(39-105)	10×10	Новосибирская обл.(около г. Куйбышева)	Лесостепь, поляна в березовом лесу, почва серая лесная
100(21-154)	10×10	Алтайский край, Кытмановский район	Пихтово-березовый лес, почва дерново-подзолистая
105(92-120)	10×10	Алтайский край, Змеиногорский район	Холмистая степь, чернозем горный слаборазвитый
105(54-120)	14×14	Республика Алтай, Улаганский район	Правый борт долины р. Чуи, почва каштановая
62(35-97)	20×20	Республика Тува, Дзун-Хемчинский район	Северный склон, уклон 10-15°, чернозем южный
61(39-87)	По линии вниз по склону, 16 м	Республика Тува, пос. Ак-Дуруг	Склон горки, уклон 10°, почва лугово-черноземная
69(45-81)	8×8	Ямало-Ненецкий автономный округ	Лесотундра, поляна

Примечание. Приведены средние значения запаса, в скобках – пределы вариации.

Количество аномальных точек составило: по Алтайскому краю - около 58%, Новосибирской области –42%, Республике Алтай – 36%, Республике Тува – 29%, в Байкальском регионе – около 13,5%, Кемеровской области – 8% (данные 1991-94 г.г.).

Важной проблемой для корректной интерпретации натуральных данных является оценка факторов, влияющих на их информативность. Это также характеризует степень современной очистки почв в разных ландшафтных обстановках.

Максимальные искажения первичного распределения радионуклидов из-за резкого снижения запасов радиоцезия установлены в пахотных землях. Для пашен Алтайского края и Республики Алтай среднее значение запаса ¹³⁷Cs составило 37 мКи/км², в почвах огородов личных подворий юго-западной части Алтайского края – 31 мКи/км², в пахотных землях Кемеровской области – 21 мКи/км², в Республике Тува – 7 мКи/км² (в пересчете на 2000 год). Уменьшение содержания радиоцезия связано с его заглублиением, перемешиванием, выносом с урожаем, процессами дефляции и повышенной латеральной миграции. Менее существенные искажения результатов были выявлены в почвах лесопосадок и лесополос, старых залежных земель.

В целинных почвах фактором влияния наиболее высокого ранга является ландшафтно-географическая зональность: равнинная территория, представленная зонами тундры, тайги, лесостепной, степной и сухостепной, на юге сменяется горными территориями. При обследовании почвенного покрова Алтайского края было замечено, что наиболее высокий средний уровень современного радиационного загрязнения соответствует не столько следу самого «грязного» взрыва 1949 года, а переходу от

равнинной части территории к горной. Наблюдается тенденция к увеличению средних значений плотности загрязнения ^{137}Cs в зависимости от общей высоты местности по направлению к горам Алтая. Так, по результатам опробования почв черноземов Змеиногорского и Курьинского районов установлен рост плотности загрязнения от равнинной и предгорной части к низкогорью и среднегорью (таблица 3). Обычно такой характер пространственного распределения радионуклидов в почвах связывают с повышением уровня годового количества атмосферных осадков. Однако повышенные плотности загрязнения ^{137}Cs для обследованных площадей Алтайского края во многих случаях не соответствуют этой закономерности. С этих позиций также не находит объяснения близость средних значений плотности загрязнения радиоцезием в аномальных точках в пределах разных зон: в пределах равнинной части Алтайского края – 99-128 мКи/км², в предгорье и низкогорье Алтая – 104-130 мКи/км², Присалаирье – 98-112 мКи/км², в Горном Алтае (в пределах Республики Алтай) – 118 мКи/км² (на 2000 год). Существенное снижение средних величин загрязнения в равнинной части, по сравнению с предгорной, низкогорной и среднегорной, зависит от меньшего количества аномальных точек в равнинных ландшафтах. Так, количество точек с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 100 мКи/км² увеличивается в почвах Алтайского края от 47% в равнинной и предгорной зонах до 74 % и 79 % в низкогорье и среднегорье.

Особенно редко встречаются аномальные точки в почвах гидроморфных ландшафтов, в том числе межзональных почвах пойм и террас, ложбин древнего стока, но в среднем запасы радиоцезия в этих точках такие же, как в информативных ландшафтах. Очевидно, радиоцезий сохранился здесь вследствие локального слабого проявления процессов миграции, в том числе из-за микрорельефа. Вторичного загрязнения (накопления) ^{137}Cs в гидроморфных ландшафтах не наблюдалось, за исключением некоторых низовых болот (130-150 мКи/км²). В межзональных почвах Алтайского региона плотность загрязнения радиоцезием 50-100 мКи/км² составила 57 % в точках с абсолютными отметками 300-430 м и только около 36% в точках с отметками 130-300 м; количество аномальных значений более 100 мКи/км² - 14 % и 8 % соответственно.

Таблица 3. Запасы радиоцезия в целинных черноземах различных ландшафтов Змеиногорского и Курьинского районов Алтайского края

Ландшафты	Средний запас ^{137}Cs , мКи/км ²	Абсолютные высоты, м.	Количество точек наблюдения
Равнина	$\frac{69}{21-127}$	200-300	33
Предгорье и низкогорье	$\frac{95}{30-167}$	300-600	106
Среднегорье	$\frac{120}{70-189}$	600-870	36

Примечание. В числителе – среднее, в знаменателе – пределы колебания.

Малоинформативны почвы северных территорий (зона тундры), где средняя активность ^{137}Cs , сосредоточенная в верхнем почвенном слое, составила 42 Бк/кг. В основном они пойменные, болотные или песчанистые и почти не имеют гумусового слоя. Плотность загрязнения их радиоцезием редко в 2 раза превышает фоновые значения для этих широт. В песчаном материале активность не поднимается обычно выше 5-7 Бк/кг. Самые высокие значения удельной активности установлены в дернинках под мохово-лишайниковым покровом и в перегнившем ягеле, но эти образования следует скорее отнести к растительным подстилкам. Их вклад в суммарную плотность загрязнения почвенного покрова незначителен из-за низкого объемного веса.

В горных условиях возможность выбора представительных ландшафтов значительно выше. Предпочтительным является выбор точек наблюдения на вершинах

сопок, их пологих склонах, водоразделах, перевалах, однако обследование почвенного покрова горных районов, как правило, было приурочено к селитебным территориям, чаще всего расположенным в долинах, и из-за труднодоступности не затрагивало зону хребтов.

Таким образом, ландшафтно-географическое положение территории определяет в значительной степени характер и первичной и вторичной мозаичности пространственного распределения радиоцезия. Аналогичная мозаичность устанавливается и при исследовании почв по катенам.

С ландшафтными условиями непосредственно связан тип почв. Поскольку содержание ^{137}Cs в почвах в конечном счете определяется сорбционными свойствами последних, следует ожидать различий в радиационной емкости разных типов почв в зависимости от количества в них гумуса и илистого материала. Среднее содержание радиоцезия в разных типах почв находится в прямой зависимости от количества в них точек с высокими (аномальными) содержаниями и от возможности его миграции. Наибольшая степень миграции и минимальные средние содержания радиоцезия, наблюдаются в аллювиальных почвах, выщелоченных и оподзоленных черноземах, каштановых почвах и ложбинах древнего стока. Установлен общий ряд усиления миграции ^{137}Cs на глубину на основании анализа полнопрофильных разрезов, исследованных в Алтайском крае и Республике Алтай: лугово-черноземные < черноземы южные и обыкновенные черноземы < выщелоченные < черноземы оподзоленные < серые лесные < лугово-болотные < дерново-подзолистые [6].

В Республике Алтай слабо развитые каштановые почвы Курайской и Чуйской котловин обладают весьма низкой радиационной емкостью. Они характеризуются каменистостью, очень небольшим количеством гумуса, слабой задернованностью, изреженной растительностью. Плотность загрязнения ^{137}Cs в почвах днищ Курайской и Чуйской степей в среднем составила 17 мКи/км², Канской и Уймонской несколько выше – 39 мКи/км²; в почвах остепененных склонов в Кош-Агачском районе – 62 мКи/км².

Наиболее информативными являются горно-лесные, горно-луговые дерновые и горно-тундровые дерново-торфянистые почвы, в которых обнаружено наибольшее количество точек с аномальными значениями плотности загрязнения (100-150 мКи/км²). В таблице 4 приводится общая характеристика загрязнения ^{137}Cs почв некоторых районов Республики Алтай. На территории Республики Тува наиболее высокими содержаниями радиоцезия характеризуются горно-луговые почвы с хорошо развитым дерновым слоем. Аномальные значения в них зафиксированы в 22% опробованных разрезов. Минимальная плотность загрязнения установлена в пойменных и заболоченных почвах и почвах сухостепных и полупустынных ландшафтов.

На пространственное распределение радиоцезия, несомненно, оказывают влияние локальные особенности выпадений, барьерная роль горных массивов, а также степень сохранности его в почвах, зависящая от плотности и мощности дернового слоя, содержания в нем органического вещества и илистой фракции. Возможные вариации глобального фона создают трудности в количественной оценке былых локальных радиоактивных выпадений в горных районах.

Уменьшение остаточного запаса радиоцезия в почвах может быть вызвано процессами эрозии и литохимической миграции, которые наиболее интенсивно проявляются на крутых горных склонах [7]. Однако при обследовании таких ландшафтов в предгорьях Алтая и Салаира это явление нами не было отмечено. Так, в предгорной части Алтая были опробованы горно-лесные темно-серые почвы и черноземы слабо развитые на горизонтальных вершинных площадках и на склонах с углами до 15-20°. Запасы радиоцезия в почвах этих ландшафтов составили по 42 точкам наблюдения в 1992 году 124 (56-230) и 110 (53-258) мКи/км² соответственно, что в пересчете на 2000 г. с учетом радиоактивного распада составляет 103(46-191) и 91(44-212) мКи/км². Эти средние результаты находятся в пределах ошибки и достаточно хорошо сопоставляются.

Мозаичность плотности загрязнения ^{137}Cs в данном случае зависит от ландшафтных особенностей конкретных точек опробования.

Таблица 4. Характеристика загрязнения ^{137}Cs целинных почв некоторых районов Республики Алтай, мКи/км²

Районы	Средний запас ^{137}Cs , мКи/км ²		% аномальных точек 1991-94г.г.	Количество точек наблюдения
	В генеральной выборке	В аномальных точках		
Усть-Канский	$\frac{74 (60)}{9-120}$	116 (101)	17,4	24
Усть-Кокский	$\frac{64 (48)}{10-117}$	132 (108)	15,0	35
Улаганский	$\frac{72 (60)}{17-133}$	126 (100)	14,3	50
Кош-Агачский	$\frac{57 (41)}{5-134}$	137 (112)	5,7	53

Примечание. По почвам Усть-Канского и Усть-Коксинского районов использованы результаты совместной работы с сотрудниками ИВЭП СОРАН и Майминской ГП «Алтай – Гео» (1994год). Анализы выполнены в АЦ ОИГГиМ СОРАН. Данные по почвам днищ котловин при подсчете средних учитывались. В скобках - на 2000 год.

Уменьшение остаточного запаса радиоцезия в почвах может быть вызвано Большое влияние на перераспределение ^{137}Cs в Алтайском крае имела ветровая эрозия почв, особенно сильная в периоды пыльных бурь, участвовавших после распашки целины. В основном ветровым выносом мелкозема можно объяснить относительно невысокую плотность загрязнения ^{137}Cs в сухостепных почвах, которые неоднократно подвергались загрязнению от ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. Рассчитанные ранее экспозиционные дозы внешнего облучения в некоторых населенных пунктах только от следа ядерного взрыва 1949 года здесь составили до 50-179 р [8].

В некоторых случаях были установлены «опушечный эффект» и фильтрующая роль лесных массивов. Такое влияние было зафиксировано, например, вблизи с. Клепечиха, где в березовой роще среднее значение запаса радиоцезия составило 89 мКи/км², а в степи с подветренной стороны –35 мКи/км².

Существенную роль в перераспределении ^{137}Cs играют лесные пожары: ежегодное вовлечение радионуклида в атмосферную эмиссию составляют $1,8 \cdot 10^{12}$ Бк (или 19 Ки) [5].

Таким образом, наряду с неравномерным площадным распределением первичного радиоактивного загрязнения многие факторы являются причиной современной мозаичности. Возможность искажения данных за счет вторичного перераспределения ^{137}Cs следует принимать во внимание при их интерпретации, ориентируясь при подсчете доз облучения населения на информативные точки. Поскольку влияние малых доз радиации на здоровье остается дискуссионным, их наличие в окружающей среде должно детально изучаться.

Выводы

1. Мозаичный характер современного пространственного распределения радиоцезия в почвах Западной Сибири определяется как особенностями первичных локальных радиоактивных выпадений, так и факторами вторичного перераспределения. Он в значительной мере зависит от ландшафтно-географической обстановки.

2. Наиболее корректные результаты ретроспективной оценки радиационного загрязнения территории дают данные по почвам информативных (представительных)

ландшафтов. Действие факторов, снижающих величину остаточной плотности загрязнения ^{137}Cs , приводит к занижению значений рассчитанных доз облучения и создает трудности при выявлении былых локальных выпадений радионуклидов на фоне глобальных. Эти трудности возрастают с течением времени, так как первичная контрастность распределения радиоцезия в почвах Западной Сибири значительно сгладилась.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 10-05-00370 и интеграционного проект СО РАН № 125.

Литература

1. Прокофьев О.Н., Шергина И.Т., Балабанов В.Ю. Восстановление уровня облучения по величине осадка стронция-90 и цезия-137 на почве. /Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Барнаул, т.1, кн.3, с.137-158.
2. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Мальгин М.А. и др. Радиоцезий в почвах Сибири (опыт многолетних исследований). /Сиб. экологич. журнал 2001, т8, N2, с.131-142.
3. Бобров В.А., Кренделев Ф.П., Гофман А.М. Гамма-спектрометрический анализ в камере низкого фона. Новосибирск, Наука. 1975, 60с.
4. Израэль Ю.А., Имшенник Е.В., Квасникова Е.В. и др. Радиоактивное загрязнение территории России глобальными выпадениями от ядерных взрывов и Чернобыльскими выпадениями. Карта по состоянию на 90-ые годы XX века. /»Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». Труды международной конференции, Москва 24-26 апреля 2000, т.1. Санкт-Петербург, Гидрометеиздат, 2000, с.138-152.
5. Щербов Б.Л. Лесные пожары как геохимическая угроза. Наука из первых рук. 2011. №3 (39).с. 120-127.
6. Мальгин М.А., Пузанов А.В. Цезий-137 в почвах Алтайского края. /Сибирский экологический журнал, 1995, N6, с.499-509.
7. Силантьев А.Г., Шкуратова И.Г. Обнаружение промышленных загрязнений почвы от атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. / Гидрометеиздат, 1983, 136с.
8. Вильданов С.З., Волобуев Н.М., Галишевский А.В. и др. Реконструкция доз внешнего облучения на следе ядерного взрыва 1949года. /Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Материалы научных исследований. 1993.т.1, кн.3, Барнаул, с.6-39.

НАКОПЛЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ МАКРОФИТАМИ РЕКИ ЕНИСЕЙ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ГХК

М.Ю. Медведева, А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, г.Красноярск

В результате деятельности Горно-химического комбината (ГХК) Росатома, в пойме р. Енисей в течение полувека накапливались техногенные радионуклиды, в том числе трансурановые элементы. Погруженные макрофиты играют значительную роль в миграции радионуклидов в водной экосистеме благодаря способности накапливать и удерживать радионуклиды в своей биомассе [1]. Из всех исследованных видов макрофитов р.Енисей, водный мох (*Fontinalis antipyretica*) накапливал максимальные активности радионуклидов в биомассе, также высокой накопительной способностью обладал рдест блестящий (*Potamogeton lucens*) – наиболее широко распространенный вид на Енисее [2]. В биомассах этих видов, в период работы реактора, активность

радионуклидов реакторного происхождения (^{24}Na , ^{51}Cr , ^{239}Np) могла достигать нескольких тысяч Бк/кг сухой массы, активность ^{137}Cs – до 660 Бк/кг [2-3].

В апреле 2010 г. на ГХК был остановлен последний ядерный реактор АДЭ-2 - один из источников поступления техногенных радионуклидов в р.Енисей, однако радиохимический завод и другие производства ГХК продолжают действовать.

Цель нашей работы - оценить интенсивность накопления радионуклидов техногенного происхождения в биомассе двух видов макрофитов р. Енисей, отобранных в период действия ядерного реактора ГХК (до 2009 г.) и после его остановки (2010 г.).

Материалы и методы

С 1999 по 2010 гг. во время экспедиционных исследований отбирали пробы водных растений р. Енисей как вблизи ГХК (около сел Атаманово и Усть-Кан), так и на расстоянии до 250 км по течению реки от ГХК (вблизи сел Каргино и Стрелка). В качестве контроля отбирали пробы растений выше по течению от ГХК. Растения после отбора промывали речной водой и разделяли на виды. В данной работе исследовались два вида погруженных макрофитов, характеризующихся высокой накопительной способностью - водный мох (*Fontinalis antipyretica*) и рдест блестящий (*Potamogeton lucens*). Отобранная биомасса каждого вида растения разделялась на две части, одна из которых высушивалась и измерялась на содержание радионуклидов, а другая (сырая биомасса) – подвергалась химическому фракционированию [4-5].

Для изучения распределения радионуклидов по компонентам биомассы растений использовали метод последовательного химического фракционирования, адаптированный для растений и описанный в работе [6]. В результате фракционирования, биомасса макрофитов была разделена на 4 фракции: обменная, адсорбционная, органическая фракция и минеральный остаток. Далее, из обменной фракции был выделен органо-минеральный осадок, который анализировался отдельно от остальных фракций. Для оценки потенциальной миграционной способности радионуклидов в биомассе растений, мы провели их ранжирование по прочности связывания с биомассой. Радионуклиды, обнаруженные в составе обменной и адсорбционной фракций - считались слабо связанными со структурами биомассы; радионуклиды из органической фракции и минерального остатка - прочно связанными.

В сухой биомассе макрофитов и в полученных химических фракциях биомассы определяли активность γ -излучающих радионуклидов на гамма-спектрометре фирмы «Canberra» (США) со сверхчистым германиевым детектором. Обработывали γ -спектры с помощью программного обеспечения Canberra Genie-2000 (США). Результаты приведены на дату отбора проб.

Результаты исследования

В таблице 1 приведены сравнительные данные по активности γ -излучающих радионуклидов в биомассе водного мха и рдеста, отобранных в р. Енисей в период действия реактора ГХК (1999-2009 гг.) и через несколько месяцев после его остановки (2010 г). До остановки реактора ГХК (до 2009 гг.) в погруженных макрофитах р.Енисей было обнаружено более 20 техногенных радионуклидов, с удельной активностью от десятков до тысяч Бк/кг [2,4,7-8]. Анализ проб макрофитов через 4-6 месяцев после остановки реактора в 2010 г. показал значительное снижение активности большинства техногенных радионуклидов, по сравнению с предыдущими годами. Так, активность короткоживущих радионуклидов реакторного происхождения (с периодами полураспада до 1 месяца - ^{24}Na , ^{51}Cr , ^{239}Np) в биомассе стала ниже пределов обнаружения (<MDA). Удельная активность радионуклидов с более длительными периодами полураспада (^{54}Mn , ^{65}Zn , ^{58}Co , ^{46}Sc) - снизилась в десятки и более раз, по сравнению с предыдущим периодом времени. Удельная активность долгоживущих радионуклидов, таких как ^{137}Cs и ^{152}Eu , в

биомассе водного мха 2010 г. сократилась всего в 2 - 5 раз по сравнению с предыдущим периодом времени, в биомассе рдеста блестящего – в 5-30 раз, соответственно.

Таблица 1. Максимальная удельная активность (Бк/кг±sd) техногенных радионуклидов в биомассе водного мха (*F.antipyretica*) и рдеста блестящего (*P.lucens*), отобранных в разные годы вблизи ГХК (с. Атаманово).

Радионуклид	Водный мох		Рдест блестящий	
	1999-2009гг	2010 г.	1999-2009гг.	2010 г.
²⁴ Na	1850±900	<MDA	1250±110	<MDA
⁴⁶ Sc	310±20	4.6±0.3	35±2	0.5±0.1
⁵¹ Cr	1970±300	<MDA	1850±110	<MDA
⁵⁴ Mn	80±7	4±1	50±4	1.1±0.2
⁵⁸ Co	120±10	3.2±0.3	32±2	1.3±0.4
⁵⁹ Fe	80±6	<MDA	15±2	0.6±0.3
⁶⁰ Co	790±30	47±1	240±10	16±1
⁶⁵ Zn	330±20	5.2±0.5	68±4	14±1
¹⁰⁶ Ru	22±5	11±1	9±3	3.3±1.9
¹³⁷ Cs	350±30	68±3	90±6	16±1
¹⁴¹ Ce	85±7	<MDA	24±3	0.7±0.2
¹⁴⁴ Ce	80±12	3.7±0.8	17±3	2.9±0.6
¹⁵² Eu	70±3	39±1	18±1	3.3±0.2
¹⁵⁴ Eu	20±2	14±1	5±1	0.5±0.2
²³⁹ Np	1490±50	<MDA	394±16	<MDA
²⁴¹ Am	5±2	2.6±0.8	2±1	1.4±0.5

Радионуклиды техногенного происхождения ранее регистрировались в биомассе растений не только вблизи ГХК, но и на расстоянии до 250 км от ГХК по течению реки [2, 7-8]. В пробах рдеста блестящего, собранных в 2010 г. в районе п. Стрелка (250 км), было зарегистрировано до 10 техногенных радионуклидов, в том числе ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ¹³⁷Cs и ¹⁵²Eu с удельной активностью до 6 Бк/кг (табл.2). Выше по течению от ГХК в водных растениях регистрировался только один техногенный радионуклид глобального происхождения ¹³⁷Cs и его активность не превышала 2 Бк/кг [2].

Таблица 2. Удельное содержание радионуклидов (Бк/кг±sd) в пробах рдеста блестящего (*P.lucens*), отобранных в 2010 г. на разном расстоянии от ГХК.

Радионуклид	с.Атаманово (5 км)	с.Усть-Кан (25 км)	с.Каргино (240 км)	п.Стрелка (250 км)
⁴⁰ K	1192 ± 63	1132±55	1057±56	1012± 53
⁴⁶ Sc	0.5 ± 0.1	<MDA	<MDA	0.3 ± 0.1
⁵⁴ Mn	1.1 ± 0.5	0.3±0.2	2.2±0.6	0.7 ± 0.1
⁵⁸ Co	1.3 ± 0.4	<MDA	0.4±0.1	1 ± 1
⁶⁰ Co	16 ± 1	8.9±0.5	6±0.6	5.2 ± 0.3
⁶⁵ Zn	14 ± 1	3.3±0.6	4.1±1.7	2.1 ± 0.5

Радионуклид	с.Атаманово (5 км)	с.Усть-Кан (25 км)	с.Каргино (240 км)	п.Стрелка (250 км)
^{103}Ru	1.7 ± 0.8	<MDA	<MDA	0.4 ± 0.1
^{106}Ru	3.3 ± 1.9	<MDA	5.9 ± 3	3.2 ± 1
^{124}Sb	0.8 ± 0.3	1.9 ± 0.5	3.3 ± 1.3	0.3 ± 0.1
^{137}Cs	16 ± 1	15 ± 1	6.4 ± 0.9	4.2 ± 0.4
^{152}Eu	3.3 ± 0.2	7.4 ± 0.4	2.8 ± 0.4	1.3 ± 0.1
^{241}Am	1.4 ± 0.5	1.0 ± 0.2	<MDA	0.8 ± 0.2

Метод химического фракционирования позволяет получить данные о характере распределения радионуклидов по отдельным фракциям биомассы водных растений. Радионуклиды в обменной и адсорбционной фракциях, в основном, находятся на поверхности биомассы и легко обмениваются с водной средой, а радионуклиды в органической фракции и минеральном остатке – прочно связаны со структурами биомассы и являются малоподвижными.

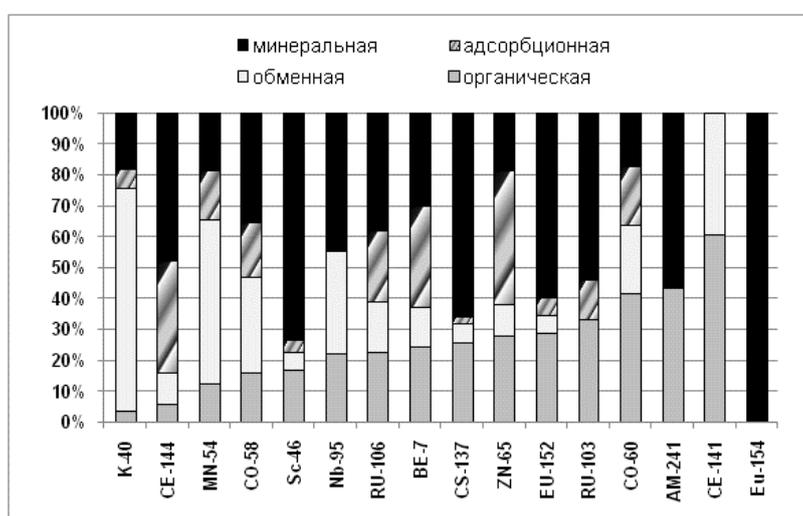


Рис.1. Относительное распределение радионуклидов по фракциям биомассы водного мха, без учета органо-минерального осадка.

Например, для водного мха было показано, что большая часть ^{40}K и ^{54}Mn – была слабо связана с биомассой и регистрировалась в составе обменной фракции (рис.1). На клеточных стенках растения адсорбировалось до 45% ^{65}Zn , около 20% $^{58-60}\text{Co}$ и более 30% ^{144}Ce и ^7Be . С органическим веществом водного мха было связано более 40% ^{60}Co и ^{241}Am , а также 60% ^{141}Ce . Большая часть ^{137}Cs и $^{152-154}\text{Eu}$ была зарегистрирована в составе минерального остатка водного мха. Распределение радионуклидов по фракциям биомассы рдеста блестящего было подобным. Только большая часть ^{241}Am у рдеста находилась в составе обменной и адсорбционной фракций, а ^{141}Ce весь регистрировался в составе минерального остатка. У рдеста блестящего также был обнаружен ^{51}Cr , полностью связанный с органическим веществом биомассы.

Далее, мы провели ранжирование радионуклидов по степени их подвижности в биомассе (прочносвязанные/слабосвязанные с биомассой). На рис.2 в качестве примера показано ранжирование радионуклидов по прочности связывания в биомассе водного мха. Так, радионуклиды ^{40}K и ^{54}Mn можно отнести к слабосвязанным с биомассой, т.е. наиболее мобильным радионуклидам. Радионуклиды ^{46}Sc , ^{103}Ru , ^{137}Cs и $^{152-154}\text{Eu}$ следует отнести к радионуклидам, прочно связанным с биомассой - т.е. наименее подвижным.

Радионуклиды ${}^7\text{Be}$, ${}^{65}\text{Zn}$ и ${}^{60}\text{Co}$, в основном, равномерно распределялись между фракциями поверхности и биомассы.

Также было показано, что распределение радионуклидов в биомассе отдельных видов макрофитов р.Енисей варьирует в течение вегетации. Так, у рдеста блестящего доля прочносвязанного ${}^{137}\text{Cs}$ снизилась на 50% с августа по октябрь.

Известно, что часть радионуклидов может сорбироваться на внеклеточных агрегатах частицах, находящихся на поверхности растений. Эти частицы могут представлять собой как организмы перифитона, минеральные частицы донных отложений, так и карбонатные инкрустации - результат жизнедеятельности самого растения [1]. Для проверки гипотезы происхождения осадка на поверхности макрофитов, из обменной фракции биомассы был выделен органо-минеральный осадок и проведен его гамма-спектрометрический анализ. Было показано, что в осадке на поверхности растений содержится значительная доля радионуклидов, например, в нем зарегистрировано 10-60 % ${}^{60}\text{Co}$, до 30% ${}^{65}\text{Zn}$ и 10-60% ${}^{137}\text{Cs}$ от общего их содержания в растении. Радионуклидный состав осадка был различен у разных видов макрофитов, а также варьировал в зависимости от месяца отбора. Исследования показали, что по соотношению радионуклидов ${}^{137}\text{Cs}/{}^{60}\text{Co}/{}^{152}\text{Eu}$, органо-минеральный осадок биомассы водного мха (по всем месяцам отбора) наиболее близок к пробам донных отложений. Вариабельность состава осадка рдеста блестящего по месяцам отбора свидетельствует о наличии, как частиц донных отложений, так и организмов перифитона.

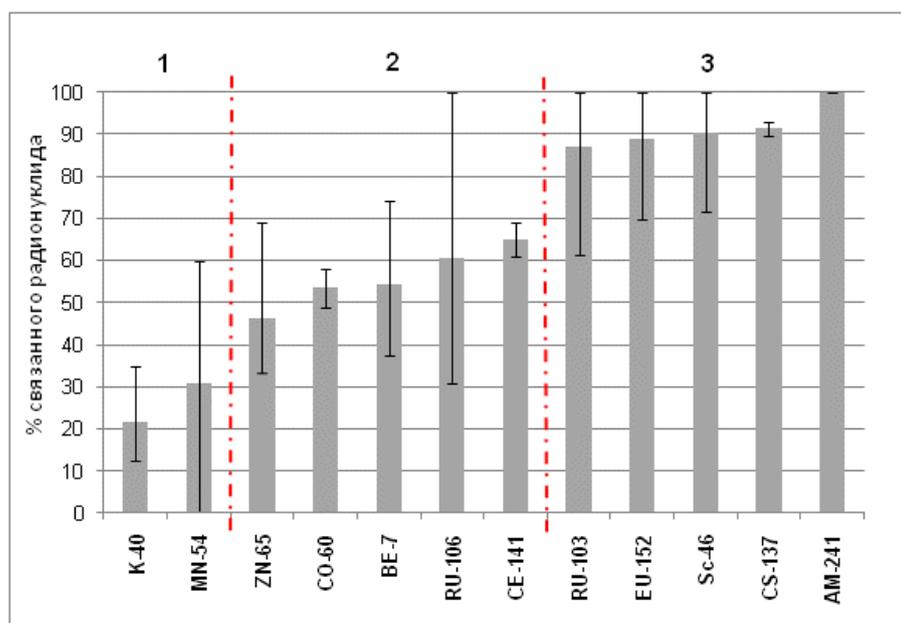


Рис.2. Ранжирование радионуклидов по прочности связывания в биомассе водного мха (вариации с августа по октябрь 2010 г.):

- 1 – слабо связанные с биомассой радионуклиды (доля связанных с биомассой - менее 30%);
- 2 – равномерно распределенные в биомассе радионуклиды (от 30 до 70%);
- 3 – прочно связанные с биомассой радионуклиды (более 70%).

Выводы

До остановки реактора ГХК (до 2009 г.) в погруженных макрофитах р.Енисей было обнаружено более 20 техногенных радионуклидов с удельной активностью от десятков до тысяч Бк/кг. После остановки реактора в 2010 г. активность короткоживущих радионуклидов реакторного происхождения (с периодами полураспада менее года) в

биомассе макрофитов снизилась в десятки и более раз, по сравнению с предыдущим периодом времени. Удельная активность долгоживущих радионуклидов (с периодами полураспада более года), например в водном мхе, сократилась всего в 2 - 5 раз по сравнению с предыдущим периодом времени. В пробах рдеста блестящего 2010 г., собранных в р.Енисей на расстоянии до 250 км от ГХК, были зарегистрированы до 10 техногенных радионуклидов, в том числе ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs и ^{152}Eu с активностью не выше 6 Бк/кг.

Последовательное химическое фракционирование водных растений р. Енисей показало, что у водного мха и рдеста блестящего наблюдалось схожее распределение радионуклидов по фракциям биомассы: ^{40}K и ^{54}Mn находились на поверхности растений или были слабо связаны с биомассой; ^{137}Cs и ^{152}Eu – были прочно связаны с биомассой; ^7Be , ^{65}Zn и ^{60}Co – равномерно распределены между фракциями поверхности и биомассы. Для отдельных видов регистрировались изменения в распределении радионуклидов в биомассе в течение вегетации. Радионуклидный состав органо-минерального осадка на поверхности водных растений свидетельствует о наличии как частиц донных отложений (преимущественно у водного мха), так и организмов перифитона.

Литература

1. Зотина Т.А. Распределение техногенных радионуклидов в биомассе макрофитов реки Енисей // Радиационная биология. Радиозология. 2009. Т.49.№6.с.729-737.
2. Bolsunovsky, A. Artificial radionuclides in aquatic plants of the Yenisei River in the area affected by effluents of a Russian plutonium complex // Aquatic Ecology. 2004. V.38 (1). P.57-62.
3. Болсуновский А.Я., Суковатый А.Г. Радиоактивное загрязнение водных организмов реки Енисей в зоне влияния ГХК // Радиационная биология. Радиозология. 2004. Т.44. №3. с. 361-366.
4. Bolsunovsky, A., Bondareva, L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // Journal of Alloys and Compounds. 2007. V. 444-445. P. 495-499.
5. Bolsunovsky, A., Zotina, T., Bondareva, L. Accumulation and release of ^{241}Am by a macrophyte of the Yenisei River (*Eloдея canadensis*) // Journal of Environmental Radioactivity. 2005. V. 81. №1. P. 33-46.
6. Болсуновский А.Я., Медведева М.Ю., Александрова Ю.В. Интенсивность накопления радионуклидов в биомассе водных растений реки Енисей // Известия Самарского научного центра РАН. Т.13. №1(4). - Самара, 2011. с.776-779.
7. Болсуновский, А.Я., Ермаков, А.И., Бургер, М., Дегерменджи, А.Г., Соболев А.И. Накопление техногенных радионуклидов водными растениями реки Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината // Радиационная биология. Радиозология. 2002. Т.42. №2. с.194-199.
8. Сухоруков, Ф.В., Дегерменджи, А.Г., Болсуновский, А.Я., Белолипецкий, В.М., Косолапова Л.Г. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. - Новосибирск.: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. 286 с.

РАДИОНУКЛИДЫ В РАСТИТЕЛЬНОСТИ И ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ ДОЛИНЫ СРЕДНЕЙ КАТУНИ

С.С. Мешкинова, А.В. Пузанов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

Эколого-биогеохимическая оценка экосистем бассейна Катуня является актуальной в связи с гидроэнергетическим освоением реки. Необходим экологически грамотный подход при планировании, сооружении и эксплуатации проектируемых водохранилищ. Одними из важных составляющих экосистемы являются почвы и растения, так как почва, будучи продуктом совместного воздействия многих факторов, в том числе климата и растительности, наиболее полно передает специфику экологической, биогеохимической ситуации территории. К тому же педосфера является главным источником элементов питания живых организмов, основным звеном в биологическом круговороте элементов [3]. Почва, выполняя аккумуляционную функцию, может накапливать радионуклиды до высоких концентраций, что негативно отразится на экосистеме водохранилища и близлежащей территории. Растения выполняют важную роль в биогеохимических процессах трансформации вещества в биосфере. Поглощая химические элементы и радионуклиды из почвы, почвообразующих пород, грунтовых вод и атмосферы, они перемещают их из одних компонентов ландшафта в другие, при этом изменяя скорость их круговорота в природе.

Объекты исследования: черноземы обыкновенные и южные, темно-каштановые, горно-лесные черноземовидные почвы на элювиальных, делювиальных, аллювиально-делювиальных, аллювиальных отложениях, щебнисто-песчаных, щебнисто-супесчаных, галечниково-песчаных и галечниково-супесчаных, а также хорошо сортированных песчаных отложениях [7, 8], доминантные виды растений долины Средней Катуня. Наибольшее распространение имеют черноземы южные и обыкновенные.

Естественные радиоактивные элементы и ^{137}Cs определяли гамма-спектрометрическим методом в Институте геологии и минералогии СО РАН.

Почвенные разрезы закладывали в системе ландшафтно-геохимических катен, охватывая все геоморфологические элементы.

Радионуклиды в почвах долины Средней Катуня

Уран. В почвах долины Средней Катуня содержание ^{238}U и его распределение по профилю разнообразно. Удельная активность ^{238}U в почвах долины варьирует от 15,2 до 67,8 Бк/кг и в среднем составляет $25,0 \pm 1,4$ Бк/кг (табл.). В черноземах обыкновенных наблюдается аккумуляция нуклида в верхних горизонтах, а черноземах южных происходит накопление и в иллювиальных горизонтах почвы. В темно-каштановых почвах распределение ^{238}U по профилю равномерное.

Таблица. Концентрация основных естественных радиоизотопов и Cs-137 почвах долины Средней Катуня

Элемент	Почвы долины Средней Катуня	Мировой почвенный фон [6]
		Бк/кг
^{40}K	$360,0 \pm 7,7$ (235-455)	370
^{232}Th	$15,1 \pm 0,6$ (6,9-24,4)	25
^{238}U	$25,0 \pm 1,4$ (15,2-67,8)	25
^{137}Cs	$14,9 \pm$ (3,0-69,0)	15

Торий. В черноземах обыкновенных долины Средней Катуни ^{232}Th по профилю распределяется равномерно. В каштановых почвах и черноземах южных наблюдается уменьшение удельной активности радионуклида с глубиной, что коррелирует с содержанием гумуса в почвах. Средняя концентрация ^{232}Th в почвах исследуемой территории составляет $15,1 \pm 0,6$ при распространении от 6,9 Бк/кг до 24,4 Бк/кг, что превышает среднее содержание в почвенном покрове России в два раза [12], но ниже кларков в земной коре [13] и в почвах мира (см. табл.).

Калий. В черноземах обыкновенных и южных ^{40}K распределен равномерно, но в некоторых разрезах прослеживается аккумулятивно-иллювиальное распределения радионуклида. В темно-каштановых почвах содержание ^{40}K , как и ^{232}Th , уменьшается вниз по профилю и коррелирует с содержанием гумуса в данном подтипе почвы. Концентрация радионуклида в почвах долины колеблется от 235 Бк/кг до 455 Бк/кг, в среднем составляет $360 \pm 7,7$ Бк/кг, что почти равно кларку в почвах [9] и мировому фону почв (см. табл.).

Цезий – 137. Распределение ^{137}Cs по профилю во всех исследованных типах почв одинаково. В зависимости от свойств почв основной запас ^{137}Cs сосредоточен в верхнем 5-ти или 10-ти сантиметровом слое гумусового горизонта целинных почв и на глубине 10 - 20 сантиметров в пахотных почвах. Удельная активность радионуклида в пахотных почвах незначительна и достигает 11,0 Бк/кг, а в нескольких образцах дерновых горизонтов (0-5 см) активность составляет 61 и 69 Бк/кг (см. табл.), что соответствует фону Горного Алтая [10]. В иллювиальном горизонте и почвообразующей породе Cs -137 не обнаружен.

Радионуклиды в растениях долины Средней Катуни

Большинство надземных частей растений накапливают уран по фонобарьерному типу, при котором значительное увеличение концентрации изучаемого элемента в питающей среде не сопровождается статистически достоверным увеличением его содержания в растениях [5]. Среднее содержание урана в надземной растительности, по литературным данным, составляет 38 мкг/кг (0,47 Бк/кг) и варьирует в интервале от 5 до 69 мкг/кг (от 0,63 до 0,87 Бк/кг) [4].

В растениях долины Средней Катуни удельная активность ^{238}U колеблется от 7 до 115 Бк/кг и в среднем составляет $29,9 \pm 8,5$ Бк/кг. Наибольшие концентрации обнаружили в *Limonium flexuosum* L. – 115 Бк/кг, *Artemisia frigida* Willd – 90 Бк/кг, при коэффициентах накопления 2,1 и 2,2 соответственно. Наименьшая концентрация наблюдается у *Kochia densiflora* (сем. Chenopodiaceae).

Н. Боуэн (цит. по [2]) дает широкий интервал в оценках содержания тория в наземной растительности: от <8 до >1300 мкг/кг сухого вещества. В древесине, листьях и хвое содержание ^{232}Th достигает 5 мкг/г ($2 \cdot 10^{-2}$ Бк/г).

Накопление Th растениями незначительно [11, 12], но оно выше, чем для ^{238}U . Для этих радионуклидов установлены «пороговый эффект», видовые и географические различия в накоплении (пороговая концентрация ^{232}Th в почве принята $n \cdot 10^{-3}$ – $n \cdot 10^{-2}$ г/г). Подсчитаны коэффициенты биологического поглощения (КБП) Th для разных регионов. Высокими они оказались для всех районов, где наличие Th в породах связано с терригенными минералами, и минимальными с водной миграцией (горная тундра – 0,5; горная тайга – 0,3; лесостепь – 0,46). Коэффициент биологического поглощения тория равен 0,04 [1]. Вместе с тем, кларк его в биосфере относительно высок: 7,6 мг/кг, $7,6 \cdot 10^{-4}\%$ (30,93 Бк/кг).

В исследованных нами растениях накопление радиоактивного тория незначительное: $8,9 \pm 3,1$ Бк/кг, что в 3 раза ниже концентрации ^{238}U при вариации от 3 до 40 Бк/кг. Наиболее высокие коэффициенты накопления радионуклида обнаружены в *Artemisia frigida* Willd из семейства Asteraceae, *Astragalus alpinus* L. и *Thymus altaicus* Klokov et Shost.

Большая часть калия в растениях находится в ионной форме, меньшая непрочно связана в плазме. Он легко выщелачивается из листьев, теряющих во время дождей до 30-50 % К. Концентрация ^{40}K в растениях такова: зерновые – 18-159 Бк/кг, зернобобовые – 177-299, свежие овощи – 40-174, плоды – 7-355, грибы – 277 Бк/кг.

Удельная активность ^{40}K в растениях долины Средней Катуни колеблется от 177 до 757 Бк/кг и в среднем составляет $480,4 \pm 48,3$ Бк/кг. Коэффициенты накопления радионуклида варьировали в пределах 0,3-1,0. Больше всего радиоактивного калия, как и тория, содержится в *Artemisia frigida* Willd. – 757 Бк/кг. Немного меньше ^{40}K содержат *Kochia densiflora*: от 712 до 718 Бк/кг.

Высоким накоплением ^{137}Cs характеризуются однолетние и многолетние травы и горох, низким – зерновые. Наиболее высоким накоплением ^{137}Cs в растениях исследуемой территории характеризуется *Vicia cracca* L. – 20 Бк/кг ($K_H = 2,5$) и *Artemisia sp.* – 13 Бк/кг ($K_H = 1,6$), низкий коэффициент накопления ($K_H 0,03$) получен для *Artemisia frigida* Willd.

Выводы

1. Удельная активность естественных радионуклидов ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K и искусственного радионуклида ^{137}Cs в почвах долины не превышает среднего уровня удельной активности почв мира;

2. Изученные растения характеризуются невысокими коэффициентами накопления ($K_H < 1$) с широким диапазоном вариации ($K_H =$ от 0 до 2,5), исключение составляют виды, в которых хорошо видна тенденция накопления: ^{238}U – *Stipa consanguinea* Trin. et Rupr. ($K_H = 1,4$), *Limonium flexuosum* L. ($K_H = 2,1$), *Artemisia frigida* Willd ($K_H = 2,2$); ^{232}Th – *Artemisia frigida* Willd ($K_H = 1,1$); ^{137}Cs – *Artemisia sp* (13 Бк/кг, $K_H = 1,6$), *Vicia cracca* L. ($K_H = 2,5$); удельная активность изученных радионуклидов в растениях долины Средней Катуни находится в пределах фоновых значений и не оказывает негативного влияния на структуру и функционирование растительных организмов.

Литература

1. Алексеенко, В.А. Экологическая геохимия / В.А. Алексеенко – М.: Логос, 2000.– 627 с.
2. Иванов, В.В. Экологическая геохимия элементов / В.В. Иванов – М.: Экология, 1997. – 607 с.
3. Ильин, В.Б. Тяжелые металлы в почвах Западной Сибири / В.Б. Ильин // Почвоведение. 1987.- №11.- С. 87-94.
4. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
5. Ковалевский, А.Л. Биогеохимия растений / А.Л. Ковалевский – Новосибирск: Наука, 1991. – 294 с.
6. Ковда, В. А. Почвоведение. Ч. 1./ В. А. Ковда, Б. Г. Розанов. М.: Высш. шк. 1988. 400 с.
7. Мальгин, М.А. Биогеохимия микроэлементов в Горном Алтае / М.А. Мальгин. Новосибирск: Наука, 1978.- 272 с.
8. Почвы Горно-Алтайской автономной области. Новосибирск: Наука, 1973.- 351с.
9. Радиобиология / А. Д. Белов, В. А. Киршин, Н. П. Лысенко, В. В. Пак и др.; Под ред. А. Д. Белова. М.: Колос, 1999.- 384 с.
10. Силантьев, А.Н. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС / А.Н. Силантьев, И.Г. Шкуратова, Ц.И. Бобовникова // Атомная энергия, 1989. т. 66. вып. 3. -С. 194-197.
11. Таскаев, А.И. Миграция изотопов уранового и ториевого рядов в почвенно-растительном покрове территорий с естественно и антропогенно повышенной

радиоактивностью / А.И. Таскаев // Инф. бюл. науч. совета по проблемам радиобиологии АН СССР, 1983. – №28. – С. 34-37.

12. Титаева, И.А. Геохимия природных радиоактивных рядов распада / И.А. Титаева. М.: ГЭОС, 2005.- 226 с.

13. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов и др. М.: Наука, 1990.- 368с.

ЦЕЗИЙ-137 В ПОЙМЕННЫХ ПОЧВАХ ОСТРОВА ТАТЫШЕВ В Г. КРАСНОЯРСКЕ

А.Р. Митев¹, Р.А. Шарафутдинов¹, В.А. Чечеткин²

¹ *Сибирский Федеральный Университет, г. Красноярск,*

² *Лаборатория радиационного контроля ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск*

При современном экологическом мониторинге территорий, подвергшихся техногенному воздействию, одной из важнейших составляющих объективной оценки уровней радиоактивного загрязнения является сравнение их со значениями параметров среды на незатронутых, или незначительно подвергшихся воздействию природных объектах, приобретающих статус «фоновых». При оценке воздействия предприятий ядерно-топливного цикла, расположенных на берегах рек, на пойменные системы, фоновыми объектами могут выступать пойменные образования, расположенные выше по течению и на достаточном удалении от источника загрязнения.

Таким «фоновым» объектом по отношению к «осколочному» ¹³⁷Cs могут являться почвы острова Татышев. Поэтому основная цель радиационного обследования острова заключалась в изучении характера накопления пойменными отложениями реки Енисей ¹³⁷Cs, обусловленного глобальными выпадениями.

В рамках работы изучались физические и физико-химические свойства почв и грунтов, стратиграфическое строение слагающих остров отложений до глубины 2,7 м (глубина залегания руслового аллювия), а также особенности вертикальной миграции почвенных растворов. Указанные параметры рассматривались в силу того, что они способны оказывать значительное влияние на закономерности распределения ¹³⁷Cs.

Возраст отложений, формирующих остров Татышев, вписывается в голоценовый период. Это хорошо согласуется со стратиграфией отложений, результатами радиоуглеродного датирования [1], а также археологическими находками – в отложениях о. Татышев присутствует как минимум один культурный горизонт, обнаруженный в 1933-1934 гг. В.Г. Карцевым и А.Ф. Катковым.

Высота острова достигает 3,5 метров над урезом р. Енисей. Наибольшие высотные отметки характерны для левой центральной части острова. В стратиграфическом сложении принимают участие галечники, пески, супеси. В толще аллювиальных отложений прослеживаются многочисленные прослои органического детрита, ожелезненные горизонты, а также в различной степени развитые погребенные почвы.

Современная поверхность острова (уровень высокой поймы) представляет собой выровненную местность, пересеченную системой ложбин, с пологими склонами, плавно переходящими к днищу. Последние представляют собой старые, в разной степени заросшие протоки, в западной части острова их глубина достигает 2,0 - 2,5 метров, а ширина возрастает с приближением к речному руслу. Дно, а часто и склоны ложбин покрыты ивняком. В период снеготаяния, в паводок или после продолжительных дождей дно ложбин заполняется водой. В восточной части острова ложбины имеют меньшие размеры, часто перекрыты дорожными насыпями. На значительном протяжении береговой зоны острова представлены пологие песчаные и галечниковые пляжи, лишь на отдельных участках берег обрывается крутым уступом. На таких участках в половодье

река интенсивно подрезает берег, но в связи с распространением рыхлых отложений, не происходит формирования даже незначительных абразионных уступов, быстро развивается дерупция. Современный микрорельеф острова преимущественно определяет водный и тепловой режим почв, а вместе с этим интенсивность развития растительности и процессов почвообразования. Важно отметить, что значительная часть острова за последние 30 лет подверглась глубокой техногенной трансформации. В период 1979-2009 гг., при строительстве инженерных объектов (мосты, водозабор) производилась выемка рыхлых пород при помощи экскаваторов, барж, плавкранов. На отдельных участках осуществлено перекрытие протоков отсыпными дамбами и пр.

Современное строение низкой поймы острова сложное – морфологически прослеживается 3 уровня, соответствующие уровенному режиму р. Енисей, находящемуся в зависимости от объемов сбросов Красноярской ГЭС. Наименьший из них отвечает уровню зимней межени, второй соответствует сбросам в районе 2900 м³/с, третий – свыше 3500 м³/с. При уровнях сброса свыше 6500 м³/с, значительная часть острова затопливается, аналогично ситуации 2006 года, когда сброс достигал 9000 м³/с, доходя в пиках до 10 500 м³/с. Гранулометрический состав аллювиальных отложений в пределах низкой поймы значительно варьирует, и представлен песками рыхлыми, связными, супесями, легкими и средними суглинками.

Поверхность высокой поймы сложена преимущественно песками связными (физический песок – 90%, физическая глина – 10%), реже супесями (физический песок – 89%, физическая глина – 11%); указанные отложения являются почвообразующими породами, и гранулометрический состав формирующихся на них почв в значительной степени унаследован (таблица 1).

Современный почвенный покров низкой поймы характеризуется доминированием почв аллювиальных слоистых (слаборазвитых), аллювиальных темногумусовых, реже аллювиальных болотных иловато-перегнойных. Последние приурочены к зарастающим протокам. В пределах высокой поймы представлены преимущественно аллювиальные темногумусовые и агротемногумусовые почвы. Для почв как низкой, так и высокой поймы, характерно невысокое содержание гумуса (до 3,1%), слабощелочная реакция водной вытяжки (рН 7,2-8,0).

Таблица 1. Распределение гранулометрических фракций в горизонтах аллювиальных почв острова Татышев

Индекс горизонта, (глубина), см	Фракция (мм) и ее содержание (%)					
	1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	< 0,001
АУ (0-7)	13	63	14	4	2	4
В (7-19)	18	48	24	5	2	4
АУ (0-6)	23	62	11	1	2	1
АУВ (6-20)	29	60	8	1	0	1
С (34-56)	12	73	14	0	0	0

В связи с тем, что территория острова практически не охвачена радиационными исследованиями, но является местом массового отдыха горожан, в работе расширенно оценивались такие показатели, как мощность эквивалента амбиентной дозы на высоте 1 метр при помощи дозиметра-радиометра ДКС-96П, объемная активность (ОА) радона в почвенном воздухе (радиометр альфа-активных газов РГА-500), плотность потока радона из грунта (измерительный комплекс «Камера»). Пешеходная поисковая гамма-съёмка выполнена в масштабе 1:1000 с использованием радиометра СРП 68-01. В лабораторных

условиях пробы почв и грунтов проанализированы на гамма-спектрометре МКГБ-01 «РАДЭК».

На момент обследования удельная активность ^{137}Cs в почвах и грунтах острова изменялась в пределах от 3,5 до 34,9 Бк/кг и составляла в среднем 15,6 Бк/кг. Эта величина, характеризующая интенсивность накопления ^{137}Cs пойменными отложениями, вполне объяснимо превышает средний показатель для почв лесостепных и подтаежных денудационно-аккумулятивных равнин и денудационно-эрозионных таежных низкогорий центральных и южных районов Красноярского края – 7 Бк/кг [2]. Основные участки накопления ^{137}Cs находятся на низких элементах рельефа в прирусловой пойме и приурочены к горизонтам слабо развитых аллювиальных и темногоумусовых почв, характеризующихся повышенным содержанием фракции физической глины. Таким образом, самой загрязненной частью почвенного профиля является гумусово-аккумулятивный горизонт, а также погребенные органогенные горизонты или слойки, залегающие на незначительной глубине от поверхности. Запас ^{137}Cs в верхнем слое отложений мощностью 15 см в пределах низкой поймы составляет около 4,98 кБк/м², изменяясь в диапазоне от 13,8 до 34,9 Бк/кг, при среднем значении 23,7±2,4 Бк/кг.

Содержание ^{137}Cs в почвах и грунтах высокой поймы, рассчитанное по результатам измерений 34 проб [3], варьировало в пределах от 3,4 до 15,6 Бк/кг и составило в среднем 7,6±1,2 Бк/кг, при запасе в верхнем 15-сантиметровом слое – 1,62 кБк/м². Лишь для одной пробы, отобранной в ходе послойного детального изучения отложений, в интервале глубин 0,0-7,0 см на участке в центральной части острова, было получено значение 20,4 Бк/кг (таблица 2).

Определенный интерес представляет изучение интенсивности вертикальной миграции ^{137}Cs в толще аллювиальных отложений, сложенной песчаными и супесчаными разностями, которые обладают высокой водопроницаемостью. В связи с тем, что вертикальная миграция ^{137}Cs в почвах возможна, преимущественно, при движении почвенного раствора, в работе учитывались физические и физико-химические особенности грунтов, слагающих остров, от поверхности до глубины залегания руслового аллювия.

Естественная влажность образцов грунта измерялась влагомером Delta-T HH2, непосредственно после извлечения их буром Эйдельмана. Установлено, что ее максимальные значения характерны для осеннего периода (конец сентября – начало октября). Однако, даже в этот период существующий лимит атмосферных осадков в регионе ограничивает активное проникновение почвенных растворов на глубину свыше 85 см. Так, если в верхних почвенных горизонтах влажность составляла 18...27%, то на глубине 90 см не превышала 8...9%. С глубины 180...190 см влажность отложений возрастает, что связано с влиянием грунтовых вод.

Таблица 2. Накопление естественных радионуклидов и ^{137}Cs в аллювиальных отложениях острова Татышев в центральной части (фрагмент разреза)

Глубина отбора, м	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs	Влажность, %
0,0-0,07	10,2 ±1,6	12,9±1,4	424±42	20,4±2,3	25,8
0,07-0,15	15,5±2,7	18,8±1,9	392±38	10,4±1,3	25,1
0,15-0,30	18,9±2,8	19,8±2,0	468±47	5,8±1,0	21,3
0,30-0,60	27,5±5,0	20,6±2,6	421±41	<3,5	17,8
0,60-0,90	26,2±4,3	21,6±2,9	446±45	<3,5	12,9
0,90-1,20	24,1±3,7	24,3±2,5	457±43	<3,5	9,2
1,45-1,60	22,8±2,8	21,5±2,1	442,8±44	<3,5	8,4
1,60-1,75	15,0±2,5	26,6±2,6	479±48	6,3±1,0	31,6

Изучение содержания радионуклида в аллювиальных отложениях до глубины 2,0 м позволило установить, что, несмотря на хорошую водопроницаемость пород, даже на

участках со слабо развитым почвенным покровом с низким содержанием гумуса, его активность на глубине свыше 30 см практически всегда находится ниже пределов обнаружения³. Значительная часть толщи отложений представлена песками рыхлыми и связными, с содержанием физической глины менее 7%, при этом доля илистой фракции составляет менее 2%. Известно, что содержание в рыхлых породах илистой фракции (минералов монтмориллонитовой группы, слюд и гидрослюд) – одна из основных причин закрепления ¹³⁷Cs, где его ионы прочно фиксируются, изоморфно замещая калий в кристаллических решетках. В песчаных отложениях с минимальным содержанием илистой фракции указанное явление нивелируется.

Поскольку основная часть толщи отложений характеризуется легким гранулометрическим составом и низкой емкостью поглощения (2...3 мг-экв/100 г), можно предположить, что имеет место вертикальная миграция ¹³⁷Cs вниз по профилю, когда он практически минует слои с легким гранулометрическим составом и накапливается в нижележащих породах (либо выносится за пределы профиля). Действительно, в интервале глубины 160-175 см содержание ¹³⁷Cs достигает 6,3 Бк/кг. Отложения здесь слабо ожелезнены, представлены супесью.

Однако выше рассматриваемого слоя, на глубине 69-84 см присутствует серия погребенных органогенных горизонтов супесчаного и легкосуглинистого состава с содержанием физической глины до 21%. Отложения подобного состава способны выполнять роль геохимического барьера, однако повышенных концентраций ¹³⁷Cs в них проведенными исследованиями не установлено.

Это обстоятельство может объясняться тем, что поступление ¹³⁷Cs связано, с русловыми водами р. Енисей, которые инфильтруются через хорошо проницаемые породы песчаного и гравийно-песчаного состава. В пределах границы колебания уровня грунтовых вод, на окислительно-восстановительном барьере происходит осаждение соединений железа, которые выступают эффективными аккумуляторами ¹³⁷Cs [4,5].

По всей видимости, интенсификация водообмена в подошве отложений острова способствует «депрессивной воронке», формирование которой обусловлено деятельностью водозабора о. Татышев.

Сопоставление результатов содержания ¹³⁷Cs в отложениях низкой и высокой поймы, позволяет оценить величину его гидрогенного поступления с водами р. Енисей. Поскольку элементы высокой поймы после строительства Красноярской ГЭС крайне редко подвергаются затоплению (отдельные участки не затапливались никогда с 1966 года), содержание ¹³⁷Cs в почвах и грунтах высокой поймы следует рассматривать как величину, обусловленную его атмосферным поступлением (глобальным выпадением).

Средняя величина удельной активности ¹³⁷Cs в почвах и грунтах высокой поймы (7,6 Бк/кг), полученная в результате выполненных исследований, сопоставима с величиной регионального фона (7...9 Бк/кг) для территории центральных районов Красноярского края [2] и может свидетельствовать о поступлении его за счет глобальных выпадений.

В свою очередь, накопление ¹³⁷Cs в пределах почв и грунтов низкой поймы до 23,7 Бк/кг, происходит преимущественно в результате гидрогенного поступления и последующего осаждения глинистыми минералами. Полученные результаты хорошо согласуются с данными других работ [8,9] по исследованию накоплений техногенных радионуклидов в поймах рек.

Таким образом, разница между концентрацией ¹³⁷Cs в почвах низкой и высокой поймы, составляющая 16,1 Бк/кг, может объясняться гидрогенным вкладом реки и процессами аккумуляции его на низких геоморфологических формах пойменного рельефа в результате предшествующего смыва с поверхности водосборного бассейна [10,11].

³ Предел обнаружения 3,5 Бк/кг

Участки почво-грунтов с повышенным содержанием ^{137}Cs отчетливо фиксируются значениями мощности дозы гамма-излучения до $0,13 \dots 0,15$ мкЗв/ч на фоне $0,08$ мкЗв/ч.

Концентрация порового радона в почвенном воздухе на исследуемой территории характеризуется средней величиной $5,1$ кБк/м³ и лишь в отдельных случаях может достигать значений $10,0 \dots 10,3$ кБк/м³, что, по-видимому, обусловлено процессами вытеснения почвенных газов из порового пространства грунта при повышении уровня грунтовых вод вследствие колебаний уровня реки в целом. Сопоставление результатов измерений, полученных в весенний, летний и осенний периоды показало, что максимальные значения указанного параметра характерны для периода весеннего паводка.

Почвы и грунты в пределах острова до глубины $2,9$ м характеризуются близкими значениями удельной активности ^{226}Ra не превышающими величины $27,5$ Бк/кг.

В результате проведенных исследований:

- показана преобладающая роль почв низкой поймы в аккумуляции ^{137}Cs в естественных условиях;
- оценен водородный вклад р. Енисей в поступление ^{137}Cs , который на период исследований составил $16,1$ Бк/кг;
- сделан вывод о том, что внутрипочвенная дифференциация, связанной с изменением гранулометрического состава и аккумуляцией гумуса в виде погребенных горизонтов, увеличивает функции этих почв как комплексных геохимических барьеров.

Литература

1. Турыгина О.В. Реконструкция пойменных экосистем среднего течения реки Енисей в голоцене: научное издание / О.В. Турыгина, Г.А. Демиденко; Федеральное агентство по образованию, ГОУ ВПО Красноярский гос. аграрный ун-т. - Красноярск: КГПУ им. В.П. Астафьева, 2010. - 154 с.
2. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2009 год» - Красноярск 2010. – 237 с.
3. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды / Под. ред. И.А. Соболева, Е.Н. Беляева. - М.: Медицина, 2002. – 432 с.
4. Легин Е.К. Влияние биогенного восстановления железа в почвах на миграционное поведение радионуклидов и тяжелых металлов/ Е.К. Легин, Ю.И. Трифонов, М.Л. Хохлов и др. Труды Радиового института им. В.Г. Хлопина, т. XII, 2007 - С.148-168.
5. Гриневич С.В. Поведение тяжелых металлов и радионуклидов в почве и растениях на пойменных лугах пригорода г. Гомеля / Гриневич С.В., Клементьева Е.А. // Сахаровские чтения 2010 года: экологические проблемы XXI века.- Минск.-2010.- С.23
6. Aarkrog A., Dahlgard H., Frissel M et al. Sources of anthropogenic radionuclides in the Southern Urals // J. Environ. Radioactivity. 1992. V.15. P.69-80.
7. Радиационно-гигиенический паспорт Красноярского края за 2010 год. Красноярск, 2011.
8. Петрова Т.Б., Микляев П.С., Власов В.К., Семенюк О.В. Техногенная миграция цезия-137 в городских экосистемах. Материалы международной конф. «Город и геологические опасности». СПб.: 2006, С.159-163.
9. Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М. Радиоактивное загрязнение реки Енисей, обусловленное сбросами Красноярского ГХК. – Атомная энергия, 1993, т. 74, вып. 2, С. 144–150.
10. Кузнецов Ю.В. К оценке вклада реки Енисей в общую радиоактивную загрязненность Карского моря / Ю.В. Кузнецова, Ю.А. Ревенко, В.К. Легин и др. – Радиохимия, 1994, т. 36, вып. 6, С.546–558.

11. Овсянникова С.В. Почвенные растворы в процессах миграции ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am / С.В. Овсянникова, Г.А. Соколик, Е.А. Эйсмонт // Геохимия. – 2001. – № 2. – С.222–234.

ПЛУТОНИЙ И АМЕРИЦИЙ НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ: УРОВНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ

В.П. Миронов, А.Ю. Ильяшук

Международный государственный экологический университет
имени А.Д. Сахарова, Республика Беларусь, г. Минск

В спектре излучения большинства актинидов присутствуют альфа-частицы с энергией больше 5 МэВ, и при их попадании в организм ведущее значение в биологическом эффекте приобретает действие альфа-излучения. Высокая энергия и малый пробег альфа-частиц создает в микрообъемах клеток и тканей высокую плотность ионизации, поэтому процессы восстановления в них при воздействии альфа-излучения практически отсутствуют, вследствие чего повреждения, вызываемые ТУЭ, суммируются во времени. Все это свидетельствует о большой опасности инкорпорации в организм человека ТУЭ и необходимости всестороннего изучения закономерностей их поведения в окружающей среде и биологического действия.

При испытаниях ядерного оружия произошло загрязнение поверхностного слоя почвы Беларуси ТУЭ со средним уровнем загрязнения по $^{239,240}\text{Pu}$ 53 ± 17 Бк/м² [1]. Катастрофа на ЧАЭС привела к дополнительному поступлению ТУЭ на территорию Республики, причем загрязнение поверхностного слоя почвы, вызванное этим источником, достигает максимальной величины в $1,1 \times 10^5$ Бк/м² на юге, постепенно понижаясь до уровня глобальных выпадений на севере Беларуси [2] (табл. 1).

Таблица 1. Уровни загрязнения почвы Беларуси трансурановыми элементами

Изотоп	Поступление актинидов на почву Беларуси	
	Бомбовое	
	Среднее поверхностное загрязнение, Бк/м ²	Поверхностное загрязнение для 30 км зоны ЧАЭС, Бк/м ²
Pu-238	1,8	до 10^5
Pu-239	32	до 10^5
Pu-240	21	до $1,4 \times 10^5$
Pu-241	680	до $2,1 \times 10^7$
Pu-242	0,068	до 2×10^3
Am-241	18	до $0,7 \times 10^4$ *
Am-242m	$1,5 \times 10^{-3}$	до 30
Cm-242		до $2,9 \times 10^6$ *
Cm-244	$1,0 \times 10^{-3}$	до $1,5 \times 10^4$
Np-239		до $5,5 \times 10^9$
Np-237		до 30

Примечание: * — уровни в начальный момент выпадений. Точность оценки — 40%

Для Чернобыльского выброса характерно более высокое относительное содержание изотопов плутония с относительной атомной массой 238, 240, 241. Высокое содержание в Чернобыльском выбросе ^{241}Pu приведет к возрастанию содержания ^{241}Am . Максимальное значение активности ^{241}Am будет достигнуто в 2059 году, и оно превысит в 2,5 раза уровень $^{239,240}\text{Pu}$.

Критерием отнесения радиоактивно-загрязненной территории к зоне отселения по изотопам плутония является уровень загрязнения поверхностного слоя почвы равный $0,1 \text{ Ки/км}^2$. В начальный период Чернобыльской катастрофы площадь зоны отселения по этим нуклидам составляла 400 км^2 . С учетом трансформации ^{241}Pu в ^{241}Am (Рис.1) и введения в качестве дополнительного критерия суммарного содержания альфа излучающих изотопов плутония и ^{241}Am , границы зоны отселения к 2060 г. увеличатся до $1\,800 \text{ км}^2$.

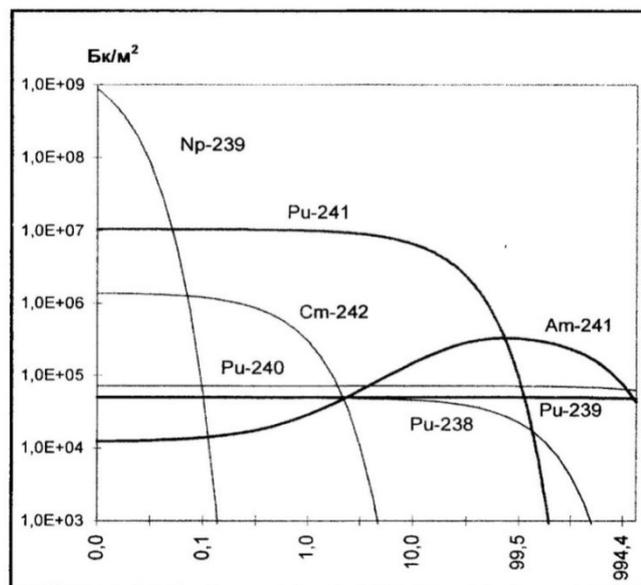


Рис. 1. Динамика загрязнения почвы актинидами [3]

Относительное содержание по активности $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ составляет 0,47 для чернобыльских и 0,03 для глобальных выпадений. Наблюдаемое изотопное отношение активности $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ имеет промежуточное значение и определяется долей вкладов глобальных и чернобыльских ТУЭ происхождения в загрязнение поверхностного слоя почвы. По наблюдаемому изотопному отношению рассчитан вклад чернобыльских ТУЭ в загрязнение местности для разных регионов Беларуси.

Активность $^{239,240}\text{Pu}$, выпавшего на поверхность почвы Республики Беларусь в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере составляет 11 ТБк, а в результате катастрофы на ЧАЭС — 23 ТБк. При этом примерно половина ТУЭ чернобыльского происхождения выпала на относительно небольшую территорию, прилегающую к ЧАЭС, а другая рассеялась по всей территории Республики [1] (табл. 2).

Таблица 2. Активность изотопа $^{239,240}\text{Pu}$, выпавшего на Беларусь в результате Чернобыльской катастрофы

Расстояние от ЧАЭС	Суммарное содержание $^{239,240}\text{Pu}$, ТБк
Зона отселения	10,5
Территория, прилегающая к зоне отселения (до 100 км)	7,5
Вся остальная территория Беларуси	5,0
Итого	23
Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в активной зоне IV блока ЧАЭС на момент аварии	2100

В динамике радиоактивного загрязнения приземного воздуха $^{239,240}\text{Pu}$ до Чернобыльской катастрофы отмечается тенденция к постепенному снижению содержания ТУЭ в приземном воздухе с 57 нБк/м^3 в 1980 году до $3,2 \text{ нБк/м}^3$ в апреле 1981 года.

Увеличение содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в приземном воздухе до $3,5 \text{ мкБк/м}^3$ в мае 1981 года явилось результатом стратосферных выпадений от 26-го китайского ядерного испытания в атмосфере, проведенного в октябре 1980 года (рис. 2) [3].



Рис.2. Динамика загрязнения приземного воздуха Беларуси $^{239,240}\text{Pu}$

Наиболее простым и часто используемым параметром для описания ресуспензии является коэффициент ресуспензии (К), представляющий из себя отношение концентрации радионуклида в воздухе к плотности поверхностного загрязнения почвы этим радионуклидом. Временная зависимость К для $^{239,240}\text{Pu}$ на территории Республики Беларусь выражается формулой: $K=8,06 \times 10^{-4} \times t^{-1,68}$, где t – время после аварии на ЧАЭС, выраженное в днях, и позволяет как предсказать, так и провести реконструкцию загрязнения приземного воздуха регионов Беларуси с разным уровнем загрязнения подстилающей поверхности почвы.

Таблица 3. Реконструкция содержания ТУЭ в воздухе во время прохождения радиоактивного облака от Чернобыльского выброса (апрель-май 1986 г.).

Уровни загрязнения почвы $^{239,240}\text{Pu}$, Бк/м ²	Содержание в воздухе, Бк/м ³			
	$^{239,240}\text{Pu}$	^{238}Pu	^{241}Pu	^{242}Cm
37000 (Крюки, Масаны)	0,12	0,049	10	1,4
3700 (30 км зона ЧАЭС)	0,012	0,0049	1,0	0,14
370 (отдельные пятна на территории Беларуси)	0,0012	0,00049	0,10	0,014
Допустимая концентрация в воздухе для населения (1Мэв/год)	0,0011	0,0011	0,059	0,074

Содержание радионуклидов в воздухе зависит от вида сельскохозяйственной деятельности и достигает высоких значений при работах, связанных с обработкой почвы (табл. 4).

Таблица 4. Влияние вида сельхозработ на содержание ТУЭ в воздухе на расстоянии 10 м от источника пыли при работе на границе зоны отселения (май 1993 г.).

Вид деятельности	Содержание радионуклидов в воздухе, мБк/м ³			
	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²⁴¹ Pu
Фон	0,00064±0,00017	0,0015±0,0005	0,0011±0,0003	0,075±0,020
Вспашка	0,14±0,03	0,31±0,08	0,24±0,05	1,5±0,3
Боронование	6,7±1,4	17±4	14±3	820±150

Методами альфа-авторадиографии и нейтрон-осколочной радиографии по форме и плотности треков показано, что ТУЭ содержащие аэрозоли представляют из себя нерадиоактивный почвенный носитель, на поверхности которого адсорбированы мелкодисперсные топливные частицы, причем удельная активность ТУЭ в радиоактивных аэрозолях возрастает с уменьшением дисперсности частиц [4]. Медианный размер содержащих плутоний аэрозольных частиц составляет ~0,2 микрон.

Формой нахождения ТУЭ, выпавших на поверхность почвы в результате катастрофы на ЧАЭС, являются топливные частицы, матрица которой состоит из окислов изотопа урана U(IV). Топливные частицы в почве под действием природных факторов подвергаются деструкции, скорость которой определяется внешними условиями (тип почвы, pH, окислительно-восстановительный потенциал и т.д.), что приводит к переходу окислов урана в растворимое высокоокисленное состояние (UO₃) и выходу радионуклидов за пределы топливной матрицы [5]. В результате этих процессов увеличивается доля радионуклидов в подвижной форме, что усиливает их миграционные свойства, а также делает их более опасными для человека. Константа скорости деструкции топливных частиц составляет 0,024±0,005 год⁻¹.

В организм человека плутоний может поступать через органы дыхания, кожные покровы, ожоговые поверхности, раны и перорально. Ингаляционный путь поступления при вдыхании загрязнённого воздуха является наиболее значимым и потенциально опасным, что связано со значительными объёмами потребления воздуха и большой поверхностью легких. Для актинидов дозовые коэффициенты при ингаляционном поступлении более чем в 100 раз выше, чем при пероральном поступлении. Поэтому для этой группы радионуклидов обычно рассматривают только ингаляционный путь поступления в организм, и первым барьерным и критическим органом являются легкие.

Таблица 5. Вклад отдельных радионуклидов в эффективную эквивалентную дозу внутреннего облучения при однократном ингаляционном поступлении ТУЭ в разный период после катастрофы на ЧАЭС для критической группы из населения [6]

Время после аварии, годы	Предельная эффективная эквивалентная доза, накопленная за 50 лет при поступлении ТУЭ (мЗв)				
	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	Сумма
1 год	0,72	2,0	3,2	0,54	6,5
10 лет	0,70	2,0	1,9	2,0	6,6
50 лет	0,50	2,0	0,31	5,0	7,8
100 лет	0,32	2,0	0,03	5,7	8,0

Критической группой для актинидов можно считать механизаторов, т.е. тех индивидуумов из населения, которые около 70–80 дней в году работают при относительно высоких физических нагрузках в условиях самой высокой запыленности, а следовательно, и максимальной концентрации ТУЭ в воздухе (табл. 4.), которым они дышат (2–3 м³/час при 10–12 часовом рабочем дне) при весенних и осенних полевых кампаниях на загрязненных территориях на границе зоны отселения (при загрязнении почвы ^{239,240}Pu до 3 500 Бк/м²).

Оценка дозовых нагрузок для критической группы из населения (механизаторы при вспашке и культивации при уровнях поверхностного загрязнения обрабатываемых полей плутонием и америцием более 300 Бк/м^2) показала, что эффективная доза, обусловленная ингаляционным поступлением ТУЭ при работе на загрязненной территории в течение рабочего (832 часа) сезона и обусловлена не только $^{239,240}\text{Pu}$, а также ^{241}Am и ^{241}Pu . Причем, относительный вклад различных ТУЭ в эквивалентную дозу изменяется согласно изменения отношения их активностей.

Роль различных ТУЭ в формировании дозовых нагрузок на организм в различный временной период изменяется. Если в первые годы после аварии существенную роль играл ^{241}Pu , то через 50 лет его вклад в сумму эффективной эквивалентной дозы становится незначительным, но решающее значение приобретает ^{241}Am (табл. 5).

Таким образом, оцененная дозовая нагрузка для механизаторов при ингаляционном поступлении чернобыльских ТУЭ даже при консервативном расчете находится ниже уровня приемлемого риска, установленного НРБ-2000 и рекомендуемого МКРЗ при монофакторном воздействии. Эффективная доза для всего населения Республики при ингаляционном поступлении ТУЭ будет значительно ниже.

Литература

1. Конопля Е.Ф., Кудряшов В.П., Миронов В.П. Трансурановые элементы на территории Беларуси. Белорусская наука. Минск. 2006. 192с.
2. Закономерности формирования радиоактивного загрязнения территории Республики Беларусь / В.П. Миронов, В.П. Кудряшов, П.И. Ананич, В.В. Журавков // «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». Сборник докладов конференции. - Москва, 2000. - Т.1. - С. 189-194.
3. Динамика радиоактивного загрязнения атмосферы городов БССР / МА. Другаченок, В.П. Миронов, В.П. Кудряшов, и др. Известия АН БССР. Сер. физ.- энерг. наук.-1991.- N4. -С.73-77.
4. Solid State Track Detector Investigation of Aerial «Hot» Particles in Radioactive Contaminant Zones of the Republic of Belarus / I.V. Zhuk, V.P. Kudryashov, V.P. Mironov, e.a. // Solid State Nuclear Track Detectors and Their Application, II International Workshop: Proceedings. - Dubna, 1992.- I*.148-150.
5. Matusevitch J., Mironov V., Kudryashov V. Destruction of fuel particles on various radioactive trails on Chernobyl fall-out //5-th International Conference on nuclear and Radiochemistry, Extended Abstracts.- Pontresina, Switzeland, 2000. -V.1- p.279.
6. Миронов В.П., Журавков В.В., Ананич П.И. Формирование дозовых нагрузок для критической группы из населения при ингаляционном поступлении радионуклидов на территории Республики Беларусь. // Сборник статей «Гигиена населенных мест». Выпуск №36, часть №1, Киев-2000. р.36-42.

ОСОБЕННОСТИ МИКРОРАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТРАНСУРАНОВОГО ²⁴¹АМ В КОМПОНЕНТАХ ПОГРУЖЕННОГО МАКРОФИТА Р. ЕНИСЕЙ *ELODEA CANADENSIS*

Л.Г.Бондарева^{1, 2)}, И.Э.Власова³⁾, О.А.Могильная⁴⁾

¹⁾ Сибирский федеральный университет, г. Красноярск

²⁾ Игарская геокриологическая лаборатория Института мерзлотоведения СО РАН,
г. Игарка, Красноярского края

³⁾ Московский государственный университет, г. Москва,

⁴⁾ Институт биофизики СО РАН, г. Красноярск

Изучение накопления радионуклидов растениями в изменяющихся условиях окружающей среды является комплексной и сложной задачей. Для некоторых видов погруженных макрофитов основным источником поступления питательных веществ является толща воды, что крайне удобно использовать для изучения механизмов накопления техногенных элементов из воды. Известно, что в течение вегетационного периода наблюдается значительный прирост биомассы. Радионуклиды могут поступать в биомассу в растворенном виде как через листья и стебли из водной толщи, так и через корневую систему из донных отложений. Изучение распределения по компонентам растений наиболее эффективно проводить в модельных системах. *Elodea canadensis* является широко распространенным видом погруженных макрофитов в пресноводных экосистемах и играет важную роль в экологии прибрежных зон. Этот вид успешно используются для накопления отдельных тяжелых металлов (например, Ni, Cr), фосфорорганических пестицидов (например ДДТ и его энантиомеры), как через корневую систему, так и всей массой растения.

Целью настоящего исследования стало выявление особенностей микрораспределения ²⁴¹Am в компонентах погруженного макрофита р. Енисей *Elodea Canadensis*.

В экспериментах использовался широко распространенный вид погруженного макрофита р.Енисей – элодея канадская *Elodea canadensis*. Накопление ²⁴¹Am побегами элодеи проводилось в течение 216 ч (9 суток). Суммарное количество внесенного в систему ²⁴¹Am было 1850±31 Бк/л или 370±6 Бк в 200 мл. Общее количество поглощенного растениями радионуклида было ~164 Бк, что составило 735057 Бк/кг сухой массы. После отделения фрагментов клеток (клеточные стенки, мембраны, внутриклеточные органеллы и т.д) от внутриклеточной жидкости в них также было проведено определение содержания ²⁴¹Am. Оказалось, что около 75% поглощенного америция находится в структурных (твердых) фрагментах клеток. Не смотря на это, проведенная обработка растений раствором америция не повлияла на их химический состав.

Определение плотности альфа - треков (число треков/мм²) для различных фрагментов растений проводился с использованием окулярной сетки для измерения площади исследуемых микро-участков листа или стебля.

Альфа-трековый анализ (АТА) водного растения *Elodea Canadensis* после взаимодействия с ²⁴¹Am-содержащим раствором показал, что микрораспределение америция в пределах отдельных компонентов растения характеризуется равномерностью. При этом распределение америция по растению в целом, среди разных его компонентов (старый - молодой лист, живые – отмершие клетки и т.д.) отличается резкой неравномерностью. Было выявлено, по крайней мере, 4 особенности в неравномерном характере распределения ²⁴¹Am:

- При анализе растений целиком: между ювенильной и стареющей частями побега, т.е. зависимость от возраста побега.

- При анализе поверхности листовых пластинок: между основной частью листовой пластины (клетки зеленого цвета) и отмершими участками листа, т.е. от состояния клеток – живые и мертвые.
 - При анализе клеток листовых пластин: между клетками основной части листовой пластины, содержащих хлоропласты и краевыми клетками-зубчиками (клетки бурого цвета, содержащие каратиноиды), т.е. в зависимости от внутреннего содержания клеток - присутствие или отсутствие хлоропластов;
 - При анализе поперечного среза стебля: между внешней поверхностью стебля и срединной частью, т.е. зависимость от морфологических особенностей стебля растения.
- Также нами было обнаружено, что радионуклид ^{241}Am проникает в клетки водного растения через клеточную стенку, но не накапливается в ней или цитоплазме, а аккумулируется в вакуолях.

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ДРЕВЕСНУЮ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ И МЛЕКОПИТАЮЩИХ

*Д.Н. Орешков, А.С. Шишкин, Н.В. Орешкова, Е.С. Углова
Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт леса им. В.Н. Сукачева СО РАН, г. Красноярск*

Влияние радиации на биологические объекты неоднозначно и зависит от большого количества факторов: периодичности, мощности и вида облучения, погодных условий, популяционных характеристик растительности и животного населения, синергетического эффекта с другими отрицательными факторами (Ермакова, 2008). Важным условием и показателем радиационной чувствительности являются физиологические особенности биологического объекта, которые варьируют в широких пределах.

Общеизвестно, что радиационное воздействие не только наносит вред непосредственно организму в процессе онтогенеза, но, что особенно важно, ее влияние негативно отражается на наследственном материале, вызывая у потомства широкий спектр мутаций. Постоянное радиационное облучение мелких млекопитающих приводит к неспецифической реакции эндокринной системы, что свидетельствует об активации процессов адаптации. По данным О.В. Ермаковой (2008) высокая степень облучения ведет к ускорению полового созревания, увеличению интенсивности размножения, а также плодовитости. При этом происходит снижение продолжительности жизни, репродуктивного периода, увеличивается смертность мелких млекопитающих на стадии развития эмбрионов и снижается жизнеспособность потомства. Растительные объекты реагируют на облучение гигантизмом и морфологическими отклонениями.

Радиационное воздействие на организм мелких млекопитающих (на примере лабораторных мышей и крыс) в эмбриональной стадии оказывает патологические изменения в тканях и органах при значительно меньшей дозе, чем для взрослых – 0,05 Гр, и тяжелые последствия при 0,1 Гр (Радиационная безопасность, 1994). Столь низкие дозы связаны с наличием у эмбриона активно делящихся клеток, т.к. наибольшие поражения вызываются в клетках на различных стадиях митоза (хромосомные – до начала удвоения участка генома и хроматидные абберрации – после завершения репликации).

Одновременно существует мнение (Булдаков, Калистратова, 2003) о положительном воздействии малых доз радиации, которое оспаривается современными отечественными и зарубежными исследователями (Яблоков, 1997). Это свидетельствует о недостаточной информации о специфичности данного вида воздействия и необходимости его изучения на конкретных радиационных объектах и локальных природных условиях.

В качестве наиболее подходящего объекта для оценки воздействия являются млекопитающие, более радиочувствительные, чем другие классы и типы животных (Эколого-генетический анализ..., 1997). При оценке воздействия радиации на человека хорошим биоиндикатором служат мелкие млекопитающие (Бочков, Чеботарев, 1989). Среди растительности предпочтительнее выбирать виды с достаточно хорошо изученными наследственными признаками.

Методика и объем выполненных работ

Исследования воздействия ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК) проводились на шести модельных объектах: окрестности деревни Балчуг, острова Балчуг и Атамановский, технологические отстойники на первой надпойменной террасе Енисея и на водоразделе, а так же золоотвал котельной.

Первая группа объектов представлена пойменными участками Енисея, которые могли быть подвержены воздействию комбината в первые годы эксплуатации при прямоточной системе охлаждения реактора. Кроме того, периодические паводковые сбросы Красноярской ГЭС способствуют перемыванию русловых отложений и опасности выноса в активную зону радионуклидов постоянно захораниваемых речными наносами. Мониторинговые участки около деревни Балчуг и остров Балчуг представлены пойменными луговыми сообществами и тополевыми, Для Атамановского острова характерен осоково-кустарниковый берег, разнотравный луг и мелкотравный сосняк.

Вторая группа - технологические водоемы с разным радиационным уровнем воздействия. К ним относятся «нижние отстойники» со слабым уровнем радиации расположенные на первой террасе со сбросом промышленных стоков в р. Енисей. Водоемы имеют хорошо развитую водную растительность, берега заросли осоками и ивняками, на них всегда присутствует большое количество гнездящихся и на пролете водоплавающих птиц. Около отстойника кроме мышевидных отлавливались пресмыкающиеся и земноводные без видимых морфологических изменений. «Верхние отстойники» имеют замкнутую систему и высокий уровень радиации, состоят из двух секций: действующей и не эксплуатируемой с частичной рекультивацией. В первой секции водная растительность отсутствует, на обваловке произрастают мелколиственные породы и ивы. Животные отмечались только по периметру отстойника. На насыпанных грунтах частично рекультивированной секции произрастают сосна, ивы, осина и береза, по урезу воды – водноболотная растительность. На этом водоеме встречался выводок кряквы и в небольшом количестве отлавливались полевки-экономки.

В третью группу входит контрольный техногенный объект предположительно не имеющий радиационных источников облучения, представленный золоотвалом и отстойником котельной. На водоемах и по периметру преобладает камышная и кустарниковая растительность, типичная для естественных водоемов. По береговой полосе, образовавшейся в результате проведения горных работ при строительстве отстойника произрастают смешанные сосново-лиственные молодняки и на склонах естественные травянистые сосновые насаждения с участием березы и осины.

Исследования на модельных участках проводились по древесной растительности и наземным позвоночным. Оценивались генетические нарушения сосны (*Pinus sylvestris* L.), морфофизиологические, популяционные показатели мелких млекопитающих (лесные и серые полевки, бурозубки) и проводилось определение содержания и состава радионуклеидов в их тканях.

Используя в качестве маркеров генов изоферменты, проведено сравнительное исследование генетической структуры и уровня генного разнообразия в 3-х ценопопуляциях сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), произрастающей на модельных объектах ГХК. Ценопопуляция «Нижний отстойник», представлена естественным сосняком зеленомошно-разнотравным, расположенным на юго-западном склоне

ориентированным к отстойнику. Древостой может испытывать прямое гамма-облучение с поверхности отстойника. Изучалось две возрастные выборки деревьев: взрослые (> 100 лет) и подрост (< 10 лет). Ценопопуляция «Верхний отстойник» - крупнотравная сосновая редина, находится на водораздельной части и она сформировалась на нарушенных участках при строительстве отстойника из семян не испытывавших радиационное воздействие. В этой ценопопуляции также исследованы взрослые деревья (около 40 лет) и подрост (< 10 лет). Радиационное воздействие проявляется в заносе в насаждения водяной пыли образующейся на поверхности отстойника в ветреную погоду. На острове Атамановский взята выборка деревьев сосны, возраст которых около 40 лет и образовавших насаждение после строительства Красноярской ГЭС и зарегулирования паводковых вод р. Енисей. Включение в анализ выборок взрослых деревьев и подростка сосны из одной ценопопуляции позволяет проследить динамику временных изменений генетической структуры и уровня генного разнообразия за период радиационного воздействия.

Материалом для генетических исследований послужили вегетативные почки сосны, собранные отдельно с каждого дерева. С каждого модельного участка взято по 30 деревьев. Исследование проводилось методом горизонтального электрофореза в 13%-ном крахмальном геле. В качестве биохимических маркеров генов были использованы аллозимные варианты 12 ферментных систем сосны, кодируемые 20-ти ген-ферментными локусами.

Используя в качестве маркеров генов изоферменты, проведено сравнительное исследование генетической структуры и уровня генного разнообразия в 3-х ценопопуляциях сосны, произрастающей на модельных объектах (табл. 1). Всего обработано 270 образцов из 6 ценопопуляционных группировок и возрастных групп.

Таблица 1. Изученные ферментные системы, числа кодирующих их локусов и аллелей

Фермент	Код фермента	Изученные локусы	Число аллелей
Малатдегидрогеназа (MDH)	1.1.1.37	Mdh-1	1
		Mdh-2	1
		Mdh-3	2
		Mdh-4	2
		Mdh-5	2
Глутаматоксалоацетаттрансаминаза (GOT)	2.6.1.1	Got-2	5
Шикиматдегидрогеназа (SKDH)	1.1.1.25	Skdh-1	8
		Skdh-2	2
Лейцинаминопептидаза (LAP)	3.4.11.1	Lap-1	1
		Lap-2	4
6-фосфоглюконатдегидрогеназа (6-PGD)	1.1.1.44	6-Pgd-2	3
Изоцитратдегидрогеназа (IDH)	1.1.1.42	Idh	2
Формиатдегидрогеназа (FDH)	1.2.1.2	Fdh	4
Фосфоглюкомутаза (PGM)	2.7.5.1	Pgm-1	4
		Pgm-2	1
Глутаматдегидрогеназа (GDH)	1.4.1.2	Gdh	2
Фосфоенолпируваткарбоксилаза (PEPCK)	4.1.1.31	Pecka	1
Алкогольдегидрогеназа (ADH)	1.1.1.1	Adh-1	2
		Adh-2	4
Сорбитолдегидрогеназа (SDH)	1.1.1.14	Sdh	1

Для оценки воздействия радиации на мелких млекопитающих производился их отлов по общепринятым методикам (Карасева, Тоцигин, 1993). Среди тестовых видов предпочитались оседлые виды с небольшими участками обитания разных трофических групп: зеленоядные, семяноядные, насекомоядные, хищники. Кроме того, не высокая

подвижность, особенно серых полевков, предполагает их постоянное обитание и возможность отследить наследственное накопление изменений, вызванных радиационным воздействием. В Центральной заводской лаборатории ГХК проанализировано 20 образцов мелких млекопитающих. В связи с необходимостью навески большой массы в один образец объединялись несколько особей одного вида близкого возраста. Тушки зверьков подвергались озолению и затем анализировались на гамма-спектрометре 92X SM с GMX 30190-S. Длительность измерения каждого образца составляла 6 часов. Определялись концентрации следующих изотопов: Cs-137, Co-60, Zn-65, Mn-54, Co-58, Ru-106, Cs-134, Ce-144, Eu-152, Eu-154, K-40.

Дополнительно для оценки радиационного воздействия на скелет мелких млекопитающих проведена рентгеновская съемка отловленных зверьков различных трофических групп.

Результаты и обсуждение

Полученные данные проведенных генетических исследований свидетельствуют, что произрастающая в окрестностях ГХК сосна характеризуется достаточно высоким уровнем генетического разнообразия, не отличающимся от других районов Красноярского края (табл. 2).

Таблица 2. Значения основных показателей генетического разнообразия в изученных популяциях сосны обыкновенной

Выборки ГХК	P95	P100	A	H _o	H _e	n _e
Нижний отстойник: взрослые	55	65	2,1	0,193	0,185	1,3
подрост	50	65	2,1	0,195	0,184	1,3
Верхний отстойник: взрослые	55	60	2,2	0,162	0,170	1,3
подрост	65	70	2,3	0,195	0,191	1,3
Атамановский остров	50	65	2,1	0,183	0,181	1,3
В целом	50	70	2,6 ±0,4	0,186 ±0,044	0,184 ±0,043	1,3 ±0,1
Красноярский край						
Боготол	55	60	1,9	0,161	0,174	1,3
Ирбей	60	65	2,2	0,212	0,197	1,3
Енисейск	60	65	1,9	0,149	0,169	1,3

Примечание: P₁₀₀-процент полиморфных локусов при 100-% критерии значимости; P₉₅-процент полиморфных локусов при 95-% критерии значимости; A-среднее число аллелей на локус; H_o-наблюдаемая гетерозиготность; H_e- гетерозиготность, ожидаемая в соответствии с законом Харди-Вайнберга; n_e – эффективное число аллелей.

В районе воздействия ГХК наибольшее аллельное разнообразие и гетерозиготность наблюдаются у подростка сосны около «Верхнего отстойника», а наименьшие значения этих показателей здесь же у взрослых деревьев. Для сосняков «Нижнего отстойника» такой закономерности не выявлено. На наш взгляд увеличение аллельного разнообразия и частоты гетерозиготных генотипов у подростка сосны по сравнению с взрослыми деревьями «Верхнего отстойника» может быть результатом радиационного воздействия. Для уточнения этого вывода требуются дополнительные исследования подростка сосны, образовавшегося от деревьев и из семян испытывавших облучение с более высоким уровнем радиации, а также использование более современных молекулярно-генетических маркеров.

Анализ степени подразделенности популяций с помощью индексов фиксации С. Райта (Wright, 1965; Guries, Ledig, 1982), показал, что невысокие средние значения коэффициентов инбридинга особи относительно популяции (F_{is} = -0,0368) и инбридинга особи относительно вида (F_{it} = -0,0126), свидетельствуют о том, что изученные выборки

сосны находятся в состоянии, близком к равновесному. Большая часть генетической изменчивости, выявленной у сосны в исследованном районе реализуется внутри выборки и только 2,3% ($F_{st}=0,0233$) изменчивости распределяется между выборками, что свидетельствует о низком уровне генетических различий между ними.

Таким образом, генетическая дифференциация изученных выборок сосны характеризуется как слабая. Несмотря на выявленные различия в уровнях аллельного разнообразия и гетерозиготности, изученные выборки сосны около «Верхнего отстойника», обладают сходной генетической структурой. Наблюдаемые между ними различия в частотах аллелей статистически недостоверны.

В результате проведения более длительных и системных исследований наиболее полная информация получена для группы мелких млекопитающих. В меньшей степени охвачены исследованиями птицы, поскольку не большие площади отстойников не могут оказывать на них существенного влияния за исключением водоплавающих и околоводных видов.

Мелкие млекопитающие. Среди техногенных объектов наибольшее видовое богатство отмечено на «Верхнем отстойнике», где высокое разнообразие условий обитания (прибрежная часть отстойников, луговые и лесные участки) (табл. 3). Наименьшее видовое разнообразие отмечено на золоотвале – радиационно безопасном техногенном объекте.

Таблица 3. Зоомасса мелких млекопитающих (гр. на 100 ловушко-суток) и индекс видового богатства

Объект	Индекс видового разнообразия	Зоомасса мелких млекопитающих		
		июль	август	сентябрь
Нижний отстойник	0,46	0	164,0	
Верхний отстойник	1,54	0	192,9	54,5
Остров Б. Балчуг	3,4	170,8	206,6	127,5

В ходе исследований выявлена специфическая сезонная динамика зоомассы мелких млекопитающих. На объектах с повышенным радиационным фоном в начале сезона размножения зверьки не были отловлены. В середине вегетационного сезона происходит значительное увеличение зоомассы со значительным снижением в конце. При этом на контрольных участках указанные колебания не выражены. Такая сезонная динамика, противоречащая естественным природным циклам размножения, вызвана только не пригодностью условий для сохранения маточного поголовья в зонах радиационного воздействия и формированием населения мышевидных за счет мигрантов с соседних участков.

Техногенное воздействие в большей степени отражается на физиологическом состоянии животных, что проявляется на состоянии внутренних органов. В естественных условиях индекс сердца полевок уменьшается с возрастом, что связано с меньшей подвижностью и со снижением интенсивности обмена веществ. Для землероек наблюдается постепенное увеличение индекса до взрослого состояния, а потом – постепенное снижение. Индекс печени у полевок от рождения до перехода на зеленый корм увеличивается, а затем снижается. Взрослые особи землероек обладают большим индексом печени, чем молодые (Шварц, 1968).

По нашим данным, полученным на различных техногенных объектах, индекс печени растет с увеличением степени радиационного воздействия, что указывает на напряженность физиологических процессов мышевидных. Индекс сердца менее изменчив, но также увеличивается, что свидетельствует о высокой двигательной активности зверьков на техногенных территориях и стабильной не комфортности. Установлена большая изменчивость физиологических показателей по видам и возрастным группам

мелких млекопитающих, что свидетельствует об избирательности радиационного воздействия и неоднородности населения со значительным колебанием в его составе аборигенных особей и мигрантов.

Хорошо известно, что у высших позвоночных животных компоненты системы кроветворения и сама кровь с ее форменными элементами в первую очередь реагируют на повышение радиационного фона [Ярмоненко, Вайнсон, 2004]. Одним из таких органов является селезенка. В выборках животных из импактной зоны, обитающих в условиях слабого, хронического γ -облучения, распределения индексов селезенки у всех трех видов трансформированы из нормальных – в резко асимметричные кривые, что согласуется и с различиями выборочных параметров. Асимметрия сопровождается накоплением частот в крайних левых классах, содержащих минимальные или близкие к ним значения индексов. Все это в совокупности свидетельствует о достаточно мощном воздействии радионуклидов на относительную массу селезенки (Екимов, Шишикин, 2010).

Проведено сравнение содержания радионуклидов в тушках зверьков отловленных на модельных объектах с санитарными нормами (для Cs-137 в мясе 160 Бк/кг) принятыми в ФГУ «Центр государственного санитарно-эпидемиологического надзора в Красноярском крае» (табл. 4).

Таблица 4. Содержание гамма-излучающих радионуклидов у позвоночных, кБк/кг (Бк/г) и отклонение их содержания от санитарных норм по Cs-137

Объект и место отбора	Вид	Cs-137	Co-60	Zn-65	K-40	Отклонение от нормы
Верхний отстойник: зона выноса;	Бурозубки	1,04±0,10			< 0,01	6,5
	Мышовка	0,31±0,03			< 0,01	1,9
	Лягушка	2,4±0,3			0,74±0,07	15,0
	Погадки	0,06±0,01			< 0,01	0,4
обваловка;	Мышовка	0,37±0,04	0,10±0,04		< 0,01	2,3
	Полевки	0,05±0,01			< 0,01	0,4
	Синицы	0,12±0,012			< 0,01	0,8
рекультивированный.	Бурозубки	9,6±0,9	0,029±0,003	0,88±0,09	0,41±0,05	60,0
	Полевки	3,2±0,3	0,055±0,006	1,64±0,16	< 0,08	20,0
Нижний отстойник: обваловка;	Бурозубки	0,10±0,01			< 0,041	0,6
	Жужелицы	0,37±0,04			0,15±0,04	2,3
наружная часть обваловки;	Бурозубки	0,02±0,005			< 0,1	0,1
	Мыши	0,02±0,005			0,19±0,05	0,1
внутренняя часть обваловки	Бурозубки	1,12±0,11			< 0,01	7,0
	Мыши	0,04±0,004			0,41±0,06	0,3
Балчуг: берег Енисея;	Бурозубки	0,09±0,01			0,15±0,07	0,6
	Полевки	0,19±0,02	0,07±0,01		0,49±0,06	1,2
терраса Енисея.	Крот	0,39±0,04		0,46±0,06	< 0,01	2,4

Резко выделяется по превышению допустимой дозы образцы с верхнего отстойника. Наибольшее содержание нуклидов обнаружено в тушках мелких млекопитающих на рекультивированном верхнем отстойнике и на внутренней части обваловок нижних отстойников. Повышенные концентрации радионуклидов в тканях зверьков установлены в зоне выноса и распространения водной пыли с верхнего отстойника.

По трофическим группам проявилась известная закономерность нарастания содержания нуклидов от растительоядных, семеннойоядных, насекомоядных до хищников.

Среди насекомоядных у долгоживущих видов (крот) концентрация возрастает в четыре раза относительно бурозубок с жизненным циклом 1,5 года, что свидетельствует об аккумуляции радионуклидов.

Несмотря на превышение доз облучения, не были обнаружены стандартные морфофизиологические изменения тела и органов животных, а также строения их скелетов по данным рентгеновской съемки.

Выводы. Воздействие объектов ФГУП «ГХК» на генетическую изменчивость сосны обыкновенной не выявлено, что вероятнее всего связано с более высокой устойчивостью к радиационному воздействию этой древесной породы. Кроме того, за время функционирования комбината сосна способна дать только 1-2 поколения, которое могло бы испытывать радиационное воздействие. Эти факторы не позволили накопить достаточного количества мутаций для улавливания их методом молекулярного электрофореза. В тоже время по морфологическим показателям (прирост) для сосны и осины произрастающих около «Верхнего отстойника» характерно проявление гигантизма и последующее обламывание годичных побегов не успевающих одревеснеть. В результате кроны сосны имеют шаровидную форму, а осины пирамидальную. Выращивание семян собранных с деревьев в зоне воздействия также показали мутационные отклонения. Эти эпизодические исследования требуют более системного продолжения.

В сезонной динамике населения мелких млекопитающих на техногенных объектах отмечено снижение зоомассы в сентябре не характерное для естественных условий. Исследования патологических изменений мышевидных не выявило статистически достоверных отличий по большинству показателей. Изменения индексов внутренних органов отмечено лишь для селезенки. При радиационном воздействии, которое подтверждено данными содержания радиоактивных веществ в тканях животных, вес селезенки снижается, что приводит к понижению иммунитета. Основные изменения населения мелких млекопитающих происходят преимущественно на популяционном уровне, что проявляется в отклонениях половозрастного состава и динамике численности.

Литература

1. Бочков Н.П., Чеботарев А.Н. Наследственность человека и мутагены внешней среды. М.: Медицина, 1989.- 270 с.
2. Булдаков Л. А., Калистратова В. С. Радиактивное излучение и здоровье. М. Информ-Атом, 2003. – С. 165.
3. Ермакова О. В. Структура перестройки периферических эндокринных желез мышевидных грызунов в условиях хронического облучения в малых дозах, автореф. дисс. докт. биол. наук. – М., 2008. – 42 с.
4. Екимов Е.В., Шишкин А.С. Относительный вес селезенки мелких млекопитающих как тестовый показатель загрязнения среды радиоактивными веществами. Вестник КрасГАУ. Вып. 10. Красноярск, 2010. с. 87-91.
5. Карасева Е.В., Тоцигин Ю.В. Грызуны России. - М.: Ин-т морфологии животных им. А.Н. Северцова РАН, 1993. - 166 с.
6. Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ 1990 г. Публикация 60 МКРЗ. Ч.2. - М.: Энергоатомиздат, 1994. - 208 с.
7. Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных // Труды Ин-та биологии УФАН СССР. - Свердловск, 1968. - Вып. 58. - 395 с.
8. Эколого-генетический анализ отдаленных последствий Тоцкого ядерного взрыва в Оренбургской области в 1954 г. (факты, модели, гипотезы) / А. Г. Васильев, В. М. Боев, Э. А. Гилева и др. — Екатеринбург, Изд-во «Екатеринбург», 1997. — 192 с.

9. Яблоков А.В. "Атомная мифология. Заметки эколога об атомной индустрии". М., 1997.
10. Ярмоненко С.П., Вайнсон А.А. Радиобиология человека и животных. М., 2004. – 549 с.

ОСОБЕННОСТИ МОРФОЛОГИИ ЭРИТРОЦИТОВ И ЛЕЙКОЦИТАРНОЙ ФОРМУЛЫ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ РЫБ В ВОДОЕМАХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Н.А. Поморцева¹, Д.И. Гудков¹, Н.К. Родионова², А.Е. Каглян¹, А.Б. Назаров³

¹Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев,

²Институт экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии

им. Р.Е. Кавецкого НАН Украины, г. Киев,

³ГСП «Чернобыльский спецкомбинат» МЧС Украины, г. Чернобыль

Анализ гематологических показателей рыб является одним из важнейших аспектов оценки иммунно-физиологического состояния организма. Кроветворная система является наиболее чувствительной к действию ионизирующего излучения, а структурно-функциональные изменения форменных элементов крови при хроническом радиационном воздействии могут быть причиной нарушения кроветворения на различных этапах онтогенеза рыб, однако исследования в этой области крайне немногочисленны. Изучение морфологических нарушений элементов крови, а также оценка их цитофизиологических изменений является необходимым элементом мониторинга состояния популяций рыб, как в рыбоводной практике, так и при прогнозировании последствий антропогенного воздействия на аборигенную ихтиофауну природных водоемов. Таким образом, всесторонние исследования в данной области позволит выявить ряд интегральных показателей для оценки физиологического состояния организма при диагностике и прогнозировании развития патологии у рыб в условиях хронического воздействия малых доз ионизирующего излучения.

Целью настоящей работы была оценка количественных и качественных показателей периферической некоторых аборигенных видов рыб, обитающих в наиболее загрязненных радионуклидами водоемах Чернобыльской зоны отчуждения

Материал и методика. Объектом исследований были карась обыкновенный *Carassius carassius* L. и окунь обыкновенный *Perca fluviatilis* L. Сбор материала проводили в августе 2010 г. в оз. Глубокое, оз. Азбучин и Яновском затоне, расположенных в ближней (10-километровой) Чернобыльской зоне отчуждения (ЧЗО). Контролем служили рыбы тех же видов, отобранные в этот же период в Каневском водохранилище (р. Днепр), затоне «Щепочка» (р. Припять), а также в озерах Таращанского района Киевской области с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения. В рыбе измеряли удельную активность основных дозообразующих радионуклидов, в мазках крови определяли лейкоцитарную формулу, состояние эритроцитарного звена, а также цитогенетические и морфологические нарушения клеток.

Измерение удельной активности ^{137}Cs в пробах проводили при помощи γ -спектрометрического комплекса в составе детектора PGT IGC-25 (Франция), анализатора «Nokia LP 4900 B» («Nokia», Финляндия), источника низковольтного питания – крейт NIM BIN, усилителя NU 8210 («Elektronikus Merokeszulekek Gyara», Венгрия) и свинцовой защиты толщиной 100 мм. Для определения удельной активности ^{90}Sr использовали низкофоновый β -радиометр NRR-610 («Tesla» Чехия). Минимальная детектируемая прибором активность составляет 0,04 Бк при экспозиции препарата 1000 сек. Определение удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в электролитически приготовленных препаратах осуществляли с использованием α -спектрометрического тракта, в составе камеры с детектором, системы электропитания, вакуумной системы и

анализатора импульсов NUC-8192 («Elektronikus Merokeszulekek Gyara», Венгрия), собранного из электронных блоков в составе «NIM». Для измерения удельной активности ^{241}Am использовали рентгено-спектрометрический тракт в составе рентгеновского детектора EG&G Ortec LOAX-51370/20 CFG-SU-GMX («EG&G Ortec», США) и анализатора «Nokia LP 4900 B». Основные измерения удельной активности радионуклидов проведены в отделе лабораторных исследований Государственного специализированного научно-производственного предприятия «Чернобыльский радиоэкологический центр» МЧС Украины. Серию параллельных измерений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в тканях и органах рыб выполняли в отделе пресноводной радиоэкологии Института гидробиологии НАН Украины при помощи радиохимических методов выделения радионуклидов с последующим измерением на установке УМФ-2000 («Доза», Россия). Результаты измерений удельной активности радионуклидов приведены в беккерелях на килограмм (Бк/кг) массы при естественной влажности.

Оценку мощности поглощенной дозы от инкорпорированных ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{239}Pu , и ^{241}Am проводили по методике [9] с использованием дозовых пересчетных коэффициентов (dose conversion coefficients). Расчет дозы внутреннего облучения выполняли для двух основных групп – бентосных и пелагических видов рыб. Погрешность оценки дозовых нагрузок не превышала 20–25%.

Исследования гематологических показателей проводили на живых, внешне здоровых неповрежденных особях. Кровь отбирали из гемального канала хвостового стебля. Препараты периферической крови изготавливали на месте вылова рыб, высушивали на воздухе и фиксировали в 99,8% метаноле. Мазки окрашивали азур-эозином по Паппенгейму. Дальнейший анализ заключался в определении морфологического состава крови методами световой иммерсионной микроскопии (увеличение 90×10). В мазке проводили подсчет лейкоцитов (молодых форм гранулоцитарного ряда – миелобластов, промиелоцитов, метамиелоцитов, миелоцитов; нейтрофилов палочко- и сегментоядерных; псевдоэозинофилов, псевдобазофилов, а также агранулоцитов – моноцитов, лимфоцитов, пенистых клеток), эритроцитов различной степени зрелости, а также различных форм тромбоцитов. Клетки крови и их патологические изменения идентифицировали по [2, 4]. Лейкоцитарную формулу определяли при подсчете 200 клеток белой крови. Количество лейкоцитов и тромбоцитов рассчитывали на 1000 эритроцитов в мазке крови. Тромбоциты разделяли на круглые и овальные. Также оценивали частоту встречаемости микроядер в эритроцитах и число эритроцитов с деформированными ядрами.

Результаты исследований и их обсуждение. У рыб, обитающих в озерах Глубокое и Азбучин, выявлена высокая удельная активность основных дозообразующих радионуклидов – ^{90}Sr и ^{137}Cs . В оз. Глубокое удельную активность ^{90}Sr у карася регистрировали в диапазоне 4200–31000 (18300), а ^{137}Cs – 2600–5700 (3900) Бк/кг. У окуня в оз. Глубокое удельная активность ^{90}Sr отмечена в диапазоне 1500–16000 (9400), а ^{137}Cs – 5000–19000 (10600) Бк/кг. Содержание радионуклидов в карасе оз. Азбучин в период исследований отмечали в пределах 2300–46000 (20400) для ^{90}Sr и 1900–11000 (4100) Бк/кг для ^{137}Cs . Удельная активность трансурановых элементов в тканях рыб была на уровне 3–9 (7) Бк/кг. Окунь Яновского затона характеризовался существенно меньшими показателями удельной активности радионуклидов. Так содержание ^{90}Sr у рыб этого водоема составило 1300–2500 (1900), а ^{137}Cs – 2200–3400 (2700) Бк/кг. У исследуемых видов рыб из водоемов, которые были использованы нами в качестве контрольных, удельная активность радионуклидов была на уровне 2–6 (3) Бк/кг для ^{90}Sr и 5–25 (10) Бк/кг для ^{137}Cs .

Анализ усредненных показателей мощности поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов свидетельствует, что в настоящее время в замкнутых водоемах ЧЗО около 80–90% дозы внутреннего облучения рыб приходится на долю ^{90}Sr .

Максимальными значениями этого показателя характеризуются рыбы оз. Азбучин, для которых доза облучения от внутренних источников составляет в среднем 17 мкГр/ч, а вклад ^{90}Sr в мощность поглощенной дозы, благодаря высокой удельной активности радионуклида в воде и особенностям гидрохимического режима, превышает 90%. В оз. Глубокое ^{90}Sr формирует до 80% дозовой нагрузки от инкорпорированных радионуклидов, при общей дозе внутреннего облучения рыб около 15 мкГр/ч. В контрольных водоемах вклад ^{90}Sr в дозу внутреннего облучения рыб составлял около 40%, а средняя мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов не превышала 0,01 мкГр/ч. Однако в данном случае речь идет о дозе, которую рыбы получают только от инкорпорированных радионуклидов. Известно, что карась является бентофагом, значительную часть времени в период нагула и зимовки, проводящий вблизи донных отложений. Таким образом, рассчитанная мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов для рыб озер Азбучин и Глубокое, согласно [8, 10], обуславливает дозовые нагрузки, при которых у рыб наблюдаются изменения кроветворной и иммунной систем, а учитывая высокие уровни загрязнения донных отложений исследованных озер, можно предположить, что внешняя доза облучения придонных видов рыб может существенно превышает дозу от инкорпорированных радионуклидов. Соответственно, общая мощность поглощенной дозы для рыб будет в несколько раз выше, и приблизится к дозовым нагрузкам, при которых проявляются негативные эффекты для репродуктивной системы рыб.

При проведении гематологических исследований установлено, что у рыб, обитающих в исследованных озерах ЧЗО, отмечаются значительные количественные и качественные изменения во всех ростках кроветворения. Результаты анализа содержания тромбоцитов и лейкоцитов приведены в табл. 1 и 2.

Таблица 1. Количество лейкоцитов и тромбоцитов (на 1000 эритроцитов) в периферической крови окуня обыкновенного, ‰ (M±m)

Водоем	Тромбоциты		Лейкоциты
	круглые	овальные	
Озеро Глубокое	3,7±0,13	14,3±3,60	44,5±0,56
Яновский затон	7,4±1,86	2,6±0,61	42,2±9,30
Затон «Щепочка» (контроль)	8,2±1,04	1,0±0,03	67,6±8,25
Каневское водохранилище (контроль)	3,9±0,04	0,4±0,01	68,9±8,43

Таблица 2. Количество лейкоцитов и тромбоцитов (на 1000 эритроцитов) в периферической крови карася обыкновенного, ‰ (M±m)

Водоем	Тромбоциты		Лейкоциты
	круглые	овальные	
Озеро Глубокое	8,0±2,16	4,0±0,22	34,8±8,48
Озеро Азбучин	3,2±1,44	0,1±0,02	33,8±4,41
Таращанские озера (контроль)	7,5±3,20	0,6±0,10	52,6±7,40

Отмечено, что у рыб из водоемов с высоким уровнем радионуклидного загрязнения содержание лейкоцитов существенно ниже их уровня, по сравнению с рыбами контрольных водоемов. При этом общее количество тромбоцитов у рыб из загрязненных водоемов, выше контрольных данных. Следует также отметить, что у окуня из оз. Глубокое отмечается увеличенное содержание овальных форм тромбоцитов. Известно, что при развитии заболеваний у рыб, вызванных интоксикацией и сопровождающихся гемолизом эритроцитов, количество овальных преобладает над круглыми тромбоцитами [3]. Возможно, что в наших исследованиях, регистрируемые эффекты обусловлены в определенной мере эндогенной интоксикацией, развивающейся при действии

ионизирующего излучения, особенно с учетом высоких уровней содержания радионуклидов в органах и тканях рыб.

У исследуемых видов рыб были распространены следующие патологические изменения в морфологии клеток крови согласно [2] (табл. 3 и 4):

1. Деформация ядра. Ядро имеет неправильную форму при сохранении нормальных размеров. Структура хроматина ядра и размеры самой клетки также соответствует норме.

2. Пристеночное ядро. Ядро располагается не в центре, как в нормальной клетке, а смещено к краю цитоплазмы, иногда соприкасается с оболочкой.

3. Микроцит. Клетка эритроцита с уменьшенным диаметром, ядро окружено узким слоем цитоплазмы. Такой микроцит обречен на быструю гибель. Образование микроцитов возможно при наличии различных загрязнителей в среде.

4. Шистоцит. Безъядерный эритроцит. Образование шистоцитов – результат цитокенеза, когда ядро перемещается к одному из полюсов клетки, от которой отпочковывается микроцит, оставляя большую часть цитоплазмы как безъядерную клетку.

5. Ядро вакуолизированное. Наличие вакуоли в ядре. Обнаружены нами в единичных случаях.

6. Цитоплазма вакуолизированная. Во время наших исследований обнаружена сильная вакуолизация цитоплазмы как в лейкоцитах так и в эритроидных клетках.

7. Лизис. Процесс, заключающийся в распаде клетки. Ядро теряет свою структуру, цитоплазма часто отсутствует.

8. Пикноз. Уплотнение базихроматина ядра, которое при этом становится темным и бесструктурным. Размер клетки уменьшается.

9. Кариолиз. Растворяется часть ядра с сохранением его нормальной структуры.

10. Двухъядерный эритроцит. Внутри нормальной по размеру клетки находятся 2 ядра. Размеры и форма ядер не соответствуют норме, тогда как структура хроматина визуально обнаруживаемых отклонений не имеет. Также в мазках крови окуня нами были обнаружены такие нарушения ядра как протуберанцы – выросты в виде хроматиновых нитей.

Таблица 3. Нарушения морфологии эритроцитов окуня обыкновенного, % (M±m)

Вид нарушений	Озеро Глубокое	Яновский затон	Затон «Щепочка» (контроль)	Каневское в-ще (контроль)
Деформация ядра	11,20±3,69	3,00±1,42	1,20±0,06	3,30±0,2
Пристеночное ядро	5,80 ±0,14	5,26±1,57	0,23±0,01	2,70±0,08
Микроцит	0,05±0,001	0,73±0,04	0,13±0,01	0,18±0,06
Шистоцит	0,22±0,01	0,20±0,05	–	0,08±0,001
Вакуолизированное ядро	–	0,06±0,05	–	–
Вакуолизированная цитоплазма	1,21±0,11	0,13±0,04	–	0,02±0,001
Лизис	1,44±0,01	4,09±0,61	0,27±0,02	2,39±0,02
Пикноз	2,22±0,01	0,36±0,08	0,12±0,01	0,39±0,001
Протуберанцы	0,27±0,08	–	–	0,02±0,001
Двухъядерный	0,11±0,04	–	–	–
Общее количество нарушений	22,55±4,09	13,83±3,86	1,95±0,11	9,08±0,36

В приведенных таблицах видно, что эритроциты карася и окуня из оз. Глубокое наиболее подвержены патологическим изменениям как ядра, так и самой клетки. Общее количество нарушений клеток в этом водоеме регистрировали на следующем уровне: для карася обыкновенного 59,5 %, а для окуня 22,6 %, что значительно превышает показатели нарушений для рыб из контрольных водоемов. Среди исследованных рыб, особи без клеточных патологий нами не обнаружены. По литературным данным, увеличение частоты нарушений морфологии клетки оценивается как дегенеративные изменения,

возникающие в результате негативного воздействия факторов внешней среды на организм рыб [6], а дегенеративные формы ядра эритроцитов у здоровых рыб встречается с частотой не более 0,4 % [5]. Исследования, выполненные на водоемах-хранилищах жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» (Российская Федерация), которые характеризуются значительно более высокими уровнями радионуклидного загрязнения биотических и абиотических компонентов по сравнению с озерами ЧЗО, показали, что уровень патологических изменений ядер эритроцитов в периферической крови плотвы достигал величины 180 % [7].

Таблица 4. Нарушения морфологии эритроцитов карася обыкновенного, % (M±m)

Вид нарушений	Озеро Глубокое	Озеро Азбучин	Таращанские озера (контроль)
Деформация ядра	21,99±7,59	7,86±1,86	1,41±0,10
Пристеночное ядро	20,86±10,2	3,46±0,87	2,20±1,70
Микроцит	0,66±0,2	0,53±0,02	–
Шистоцит	2,73±0,41	0,33±0,001	–
Вакуолизированная цитоплазма	0,66±0,11	0,73±0,001	–
Амитоз	3,79±0,25	1,79±0,04	0,20±0,01
Лизис	1,13±0,01	0,20±0,001	0,25±0,01
Пикноз	0,86±0,01	–	–
Кариолиз	1,53±0,08	–	–
Двухядерный	5,26±0,36	1,59±0,03	–
Общее количество нарушений	59,47±19,2	16,49±2,82	4,06±1,82

Известно, что в периферической крови рыб присутствуют клетки всех генераций по уровню дифференцировки и стадии созревания [4]. И в наших исследованиях мы наблюдали аналогичную картину (табл. 5 и 6).

Таблица 5. Показатели лейкограмм периферической крови окуня, % (M±m)

Форменные элементы крови	Озеро Глубокое	Яновский затон	Затон «Щепочка» (контроль)	Каневское водохранилище (контроль)
Бластные клетки	3,0±0,1	0,2±0,1	1,3±0,01	1,2±0,02
Лимфоциты	71,0±6,6	70,3±12,7	89,9±6,8	93,4±1,07
Моноциты	1,7±0,01	0,3±0,01	0,7±0,02	0,8±0,02
Эозинофилы	0,2±0,01	0,6±0,09	0,3±0,01	0,1±0,01
Базофилы	–	–	–	–
Нейтрофилы	24,1±9,4	28,6±6,3	7,9±1,8	4,5±1,8
Пенистые клетки	–	–	–	–

Таблица 6. Показатели лейкограмм периферической крови карася, % (M±m)

Форменные элементы крови	Озеро Глубокое	Озеро Азбучин	Таращанские озера (контроль)
Бластные клетки	0,2±0,1	1,4±0,1	0,6±0,1
Лимфоциты	49,8±12,5	45,8±9,5	79,6±7,8
Моноциты	1,4±0,2	3,0±0,6	4,8±2,5
Эозинофилы	26,4±5,9	14,2±2,7	9,0±4,8
Базофилы	3,0±0,5	1,8±0,2	0,5±0,1
Нейтрофилы	18,8±0,5	33,4±1,7	5,5±2,9
Пенистые клетки	0,4±0,02	0,4±0,02	–

Обращает на себя внимание снижение процентного содержания лимфоцитов (функция которых заключается в реализации иммунологических реакций) в периферической крови карася и окуня, обитающих в озерах ЧЗО, по сравнению с контрольными водоемами. В случае развития лимфопении (при тяжелых вариантах токсикозов) у рыб параллельно развивается тромбоцитопения, главным образом за счет круглых тромбоцитов [2]. При этом увеличивается количество гранулоцитов. Так, в гемограмме окуня, наиболее высокое относительное содержание гранулоцитарных элементов – нейтрофилов и псевдозозинофилов (выполняющих фагоцитарную функцию и участвующих в аллергических и аутоаллергических реакциях) отмечали в крови рыб из оз. Глубокое и Яновского затона по сравнению с контрольными водоемами. В тоже время, наблюдали отсутствие псевдобазофилов в крови окуня из всех исследуемых водоемов. Относительно высокий процент моноцитов (фагоцитирующих клеток, поглощающих бактерий, а также продукты распада клеток и тканей) у окуня из оз. Глубокое, свидетельствует об увеличении количества поврежденных клеточных элементов. Обычно нарастание моноцитов в крови совпадает с усилением распада не только клеток красной крови, но и с гибелью самих лейкоцитов.

Анализ гемограммы карася показал аналогичную дозовую зависимость между высоким содержанием гранулоцитов и низким содержанием агранулоцитов в крови рыб из водоемов ЧЗО. При этом в крови рыб из оз. Азбучин, характеризующихся наиболее интенсивным накоплением ^{90}Sr , относительное количество лимфоцитов и моноцитов составляло 48,8 %, что 1,6 раза меньше по сравнению с данными для рыб из контрольных водоемов. Высокий процент эозинофилов в периферической крови карася обыкновенного из оз. Глубокое, может свидетельствовать о физиологическом неблагополучии рыбы, проявившемся в аллергической реакции. Необходимо отметить, что сочетание эозинофилии с лимфопенией является неблагоприятным признаком, свидетельствующим о хроническом стрессе у рыб [1]. Часто встречающиеся на мазках бластные формы белой крови, являются свидетельством интенсивной деятельности кроветворных органов. Высокое содержание нейтрофилов в крови рыбы, обитающей в водоемах ЧЗО, указывает на зараженность рыбы гельминтами. При этом инвазия, в данном случае, является не первопричиной, а лишь фактором, усиливающим повреждающее воздействие на фоне снижения иммунных реакций организма. Данное предположение подтверждают литературные данные, согласно которым у рыб, выловленных в чистых районах и сильно зараженной паразитическими простейшими, подобных сдвигов в крови не наблюдали, а следовательно, обнаруженные патологические отклонения в крови могут быть токсикологического происхождения [2]. Вышеизложенное позволяет заключить, что характер изменений в крови исследуемых видов рыб ЧЗО близок к тем, которые возникают обычно при токсических заболеваниях.

В качестве показателя, в определенной степени подтверждающего неблагополучие среды обитания исследованных видов рыб в водоемах ЧЗО, использовали индекс сдвига лейкоцитов (ИСЛ), являющегося отношением количества гранулоцитов и агранулоцитов, и отражающего степень отклонения гематологических параметров от нормы. У различных видов рыб допустимое значение ИСЛ может отличаться. В частности, у большинства карповых рыб значение ИСЛ составляет 0,30 [3]. По нашим данным, индекс сдвига лейкоцитов у рыб Яновского затона, оз. Азбучин и оз. Глубокое составлял 0,23, 0,13 и 0,12, соответственно. По данным [2], отклонение ИСЛ от нормы в сторону уменьшения является одним из признаков кумулятивного токсикоза. Наименьший показатель ИСЛ был зарегистрирован у рыб оз. Глубокое и оз. Азбучин, характеризующихся наибольшими уровнями дозовых нагрузок среди водоемов ЧЗО.

Таким образом, зарегистрированные отклонения показателей периферической крови окуня и карася обыкновенного в водоемах ЧЗО, проявляющиеся, в первую очередь, в разнообразных нарушениях морфологии ядер эритроцитов, а также в изменениях

лейкоцитарной формулы крови рыб, указывают на существенные изменения гематологических показателей рыб, обитающих в условиях хронических доз ионизирующего излучения и свидетельствуют о негативном воздействии факторов внешней среды на организм рыб. Поскольку карась обыкновенный является бентофагом и большую часть жизни проводит вблизи донных отложений, являющихся источником повышенных доз ионизирующего излучения, это вид находится в более радиационно-неблагоприятных условиях обитания по сравнению с окунем, что отражается на его гематологических показателях.

Литература

1. Гаркави Л.Х., Квакина Е.Б., Уколова М.А. Адаптационные реакции на резистентность организма. – Ростов-на-Дону: АзНИИРХ, 1977. – 224 с.
2. Житенева Л.Д., Полтавцева Т.Г., Рубницкая О.А. Атлас нормальных и патологически измененных клеток крови рыб. – Ростов-на-Дону: Ростовское книжное издательство, 1989. – 111 с.
3. Житенева Л.Д., Макаров Э.В., Рудницкая О.А. Тромбоциты рыб и других групп позвоночных. – Ростов-на-Дону, 2003. – 72 с.
4. Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 184 с.
5. Калинина М.В. Картина крови молоди кеты как индикатор загрязнения водоемов тяжелыми металлами // Международная научная конференция «Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах», 27–29 мая, 2002 г., Москва. – М., 2002. – С. 123.
6. Лугаськова Н.В. Видовая специфика цитогенетической стабильности рыб в условиях эвтрофного водоема // Экология. – 2003. – № 3. – С. 235–240.
7. Тряпицына Г.А. Реакции биоценозов водных экосистем на хроническое радиационное воздействие. Автореф. дис... д-ра биол. наук: 2011 / Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова. – М., 2011. – 46 с.
8. Шеханова И.А. Радиозология рыб. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 204 с.
9. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Eds. J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. Stockholm: Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. 395 p.
10. Sazykina T.G., Kryshev A.I. Effects of ionizing radiation to aquatic organisms. The EPIC database // Contributed Papers of the International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, 6–10 October 2003, Stockholm, Sweden. – Stockholm, 2003. – P. 91–94.

ПОДГОТОВКА СПЕЦИАЛИСТОВ ЭКОЛОГОВ-РАДИОБИОЛОГОВ В МГЭУ ИМ. А.Д. САХАРОВА

*И.В. Пухтеева, Н.В. Прокопенко, Н.В. Герасимович
Международный государственный экологический университет
имени А.Д. Сахарова, Беларусь, г. Минск*

Важнейшей задачей высшей школы в современном обществе является совершенствование профессиональной подготовки специалистов и формирование у них широкого кругозора, позитивных философских взглядов и прочной специальной базы знаний для дальнейшей успешной профессиональной деятельности.

Учебный план подготовки студентов факультета экологической медицины МГЭУ им. А.Д. Сахарова предусматривает целый перечень дисциплин специализаций, в основе которого лежит принцип университетского междисциплинарного экологического образования медико-биологического профиля.

В процессе подготовки студентов старших курсов, специализирующихся на кафедре экологической медицины и радиобиологии, читается большое количество специальных курсов, способствующих углублению и расширению знаний в области радиобиологии, радиационной медицины, радиационной безопасности.

Особое значение на данном этапе приобретают знания молекулярных механизмов действия на организм факторов лучевой и нерадиационной природы. В связи с этим, лекционные курсы по дисциплинам «Молекулярная и клеточная радиобиология», «Радиационная биохимия» раскрывают, в первую очередь, сложную картину молекулярных механизмов известных ранее феноменов.

Молекулярная и клеточная радиобиология – современная междисциплинарная наука. Целью преподавания дисциплины специализации «Молекулярная и клеточная радиобиология» является формирование у студентов современных научных знаний и представлений об эффектах ионизирующих излучений на молекулярном и клеточном уровнях, закономерностях функционирования клетки, регуляции клеточного цикла, различных форм клеточной гибели.

Учебным планом отведено 112 часов на изучение спецкурса «Молекулярная и клеточная радиобиология», аудиторная часть включает в себя лекционный курс в количестве 30 часов, 10 часов практических занятий и 24 часа для проведения лабораторных работ.

В лекционном курсе рассматриваются проблемы теоретической радиобиологии, а также современные проблемы экспериментальной молекулярной и клеточной радиобиологии: вопросы причины возникновения и механизмов реализации апоптоза, нестабильности генома, блокировки клеточного цикла, «эффекта свидетеля» и т.д. Лекции сопровождаются мультимедийными презентациями.

На практических занятиях, которые проводятся с использованием современных интерактивных технологий обучения в высшей школе, обсуждаются актуальные вопросы радиобиологии на молекулярном и клеточном уровне по темам, которые предлагают студенты в рамках своих дипломных работ: студенты знакомятся с методом оценки репродуктивной гибели клеток, расчета и построения кривых «доза-эффект», оценки антиоксидантной системы плазмы крови. Контроль знаний проводят путем устных и письменных опросов на текущих занятиях. Формой итогового контроля знаний по дисциплине является экзамен.

Важную роль при изучении данных дисциплин играет самостоятельная работа студентов, которая включает подготовку докладов и презентаций по актуальным проблемам молекулярной и клеточной радиобиологии и радиационной биохимии.

Говоря о перспективах развития радиобиологического образования в нашем вузе, хотелось бы, в первую очередь, отметить его тесную связь с ведущими научно-исследовательскими институтами и учреждениями академического и медицинского профиля в рамках совместного выполнения радиобиологических исследований, направленных на решение ряда важнейших экологических проблем. Предполагается, что именно такой подход, будет способствовать формированию у будущих специалистов навыков решения конкретных практических задач.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИНФОРМАЦИОННЫХ КОНТРОЛЕЙ ПРИ ОРГАНИЗАЦИИ РАДИАЦИОННО-БЕЗОПАСНОГО ВЕДЕНИЯ ЛЕСНОГО ХОЗЯЙСТВА В ЗОНАХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

А.Н. Раздайковин, А.И. Радин, Д.Ю. Ромашкин

Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства (ФБУ ВНИИЛМ), г. Пушкино

Радиоактивному загрязнению вследствие радиационных аварий и катастроф в Российской Федерации подверглись густонаселенные территории, где леса имеют важное экологическое, социальное и экономическое значение. В связи с включением радиоизотопов в биологический круговорот веществ, поступлением радионуклидов в растительность и компоненты лесных экосистем, самоочищение загрязненных лесов происходит лишь за счёт естественного радиоактивного распада радионуклидов. Поэтому лесной фонд, подвергшийся радиоактивному загрязнению, будет многие десятилетия относиться к территориям радиационно-экологической опасности.

Однако полностью прекратить хозяйственную деятельность в загрязненных лесах не представляется возможным не только по причине важности их социально-экономического значения в густонаселенных регионах, но и в связи с необходимостью поддержания биологической и противопожарной устойчивости лесных экосистем.

Проблема преодоления последствий радиационных аварий и катастроф в лесах носит долговременный характер. Период полураспада основных дозообразующих радионуклидов (цезий-137 и стронций-90) сопоставим со временем жизни древостоя, что требует осуществления комплекса защитных мер (контрмер) с целью обеспечения устойчивого ведения хозяйства в лесах, загрязненных радионуклидами [1].

Основной задачей защитных мер радиационной безопасности в лесном хозяйстве является исключение необоснованного облучения и снижение до приемлемого уровня доз облучения работников лесного хозяйства и населения. Исключительно важной остается защитная функция самих лесных экосистем. Лес является естественным биогеохимическим барьером на пути распространения радионуклидов и любые негативные изменения древостоев, снижающие эту функцию (ослабление и гибель насаждений, лесные пожары, масштабные вырубki и т.п.), могут привести к вторичному загрязнению территорий теми радионуклидами, которые удерживались в компонентах лесного биогеоценоза. Загрязненные леса при правильном ведении в них лесного хозяйства не теряют способность выполнять присущие им биосферные функции. Параллельно лесным хозяйством решается задача реабилитации загрязненных территорий путем получения нормативно чистой продукции леса и возвращения в хозяйственный оборот лесных участков в зонах радиоактивного загрязнения.

Система защитных мер радиационной безопасности в лесном хозяйстве в настоящее время представляет собой комплекс профилактических и реабилитационных мероприятий, включающий в себя:

- 1) профилактические защитные мероприятия:
 - радиационный мониторинг лесов;
 - ограничительные и запретительные защитные мероприятия по обеспечению режима пребывания в загрязненных лесах и режима хозяйственной деятельности (государственный лесной надзор за исполнением требований законодательства в области радиационной безопасности в лесах, загрязненных радионуклидами);
 - информационные защитные мероприятия по обеспечению режима пребывания в загрязненных лесах и режима хозяйственной деятельности (информирование органов исполнительной власти и населения о радиационной обстановке в

лесах; обучение лиц, осуществляющих использование, охрану, защиту и воспроизводство лесов в зонах радиоактивного загрязнения);

- проведение профилактических противопожарных мероприятий, предотвращение радиоактивных лесных пожаров;
- профилактические мероприятия по защите лесов от вредителей и болезней в зонах радиоактивного загрязнения;

2) реабилитационные защитные мероприятия:

- радиационный контроль при использовании, охране, защите и воспроизводстве лесов;
- регламентация лесохозяйственных мероприятий по зонам радиоактивного загрязнения и лесным районам, с целью обеспечения радиационно-безопасного использования, охраны, защиты и воспроизводства лесов;
- санитарно-оздоровительные мероприятия, направленные на увеличение биологической и противопожарной устойчивости насаждений;
- обнаружение и тушение лесных пожаров в зонах радиоактивного загрязнения, ликвидация последствий лесных пожаров, предотвращение переноса радионуклидов за пределы зон радиоактивного загрязнения;
- уход за лесами, приведение лесных участков в радиационно-безопасное состояние с целью вовлечения их в хозяйственный оборот и получения нормативно-чистой продукции леса;
- организация радиационно-безопасного использования лесов, восстановление социально-экономической роли лесов в регионах, пострадавших от радиационных аварий и катастроф;

В связи с реорганизацией системы ведения лесного хозяйства и изменением его правовой основы в процесс освоения лесов на территориях, загрязненных радионуклидами, оказалось вовлечено большое количество граждан, не имеющих необходимой квалификации, как в вопросах ведения лесного хозяйства, так и в вопросах обеспечения радиационной безопасности при работе в лесах. Сложившаяся ситуация приводит к невыполнению ряда требований федерального законодательства в области радиационной безопасности.

В регионах, имеющих на своей территории леса, загрязненные радионуклидами, возникла острая необходимость обучения специалистов, осуществляющих радиационный контроль в лесном хозяйстве, освоение лесов и управление лесными территориями основам лесной радиационной экологии и радиационной безопасности.

Явное превышение спроса над предложением сложилось и в вопросах предоставления населению и органам исполнительной власти взвешенной и достоверной информации о радиационной обстановке в лесном фонде. Население, проживающее на загрязненных территориях, испытывает психологический стресс, связанный с недостатком информации о возможности безопасного проживания и ведения хозяйственной деятельности в условиях радиоактивного загрязнения лесов, а информационный вакуум в этом вопросе заполняется недостоверной информацией, усиливающей радиофобию.

Очень важно понимание того, что информация как таковая (даже полученная из квалифицированных источников) не может быть адекватно воспринята гражданами, если будет предоставлена без обязательного дополнения в виде базовых знаний в области лесной радиоэкологии, изложенных в доступной для неспециалистов форме.

Таким образом, учебно-информационная деятельность в области повышения уровня радиоэкологических знаний, информированности граждан в вопросах радиационной безопасности является одной из наиболее важных составных частей социально-экономической реабилитации загрязненных территорий.

В период действия Федеральной целевой программы «Преодоление последствий радиационных аварий и катастроф на период до 2010 года» ФБУ ВНИИЛМ (на тот

момент ФГУ ВНИИЛМ) осуществлял научное и методическое обеспечение мероприятий программы в части лесного хозяйства [2]. В ходе такой деятельности происходил отбор и отработка наиболее эффективных информационных контрмер, направленных на информирование населения, повышение уровня подготовки в области лесной радиозащиты и радиационной безопасности различных категорий граждан.

Для развития информационной и учебно-методической деятельности в указанной сфере на базе ФБУ ВНИИЛМ в 2011 году создан Учебно-информационный центр радиационной безопасности ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения.

В ходе выполнения программных мероприятий ФЦП «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года» ФБУ ВНИИЛМ разрабатывал тему «Развитие системы обучения специалистов по вопросам радиационной безопасности с учетом накопленного опыта преодоления последствий радиационных аварий» [3]. На основе опыта многолетней учебно-методической деятельности в сфере информирования населения, органов власти, обучения специалистов по вопросам радиационной экологии леса и радиационной безопасности коллективом института были разработаны оригинальные учебно-информационные продукты:

- базовая учебная программа для центра обучения специалистов-радиологов для лесного хозяйства, специалистов по освоению лесов и управлению лесными территориями в зонах радиоактивного загрязнения для проведения выездных практических семинаров на территории субъектов РФ, пострадавших от радиационных аварий и катастроф с использованием передвижных радиометрических комплексов (радиологических лабораторий);

- тестовая версия обучающего программно-аппаратного комплекса (ПАК) совместимая с ПО основных моделей радиометрического, спектрометрического и другого оборудования, используемого в системе радиационного контроля Рослесхоза, для развития центра обучения специалистов-радиологов для лесного хозяйства, специалистов по освоению лесов и управлению лесными территориями в зонах радиоактивного загрязнения.

Учебно-информационные продукты, разработка которых проведена в рамках данной темы, адаптированы к новой системе ведения лесного хозяйства и правового регулирования лесных отношений, созданы с учетом как имеющихся, так и перспективных технических возможностей, совместимы с программно-аппаратной базой систем радиационного контроля и радиационного мониторинга Рослесхоза.

Базовая учебная программа «Радиационная безопасность в лесах, загрязненных радионуклидами. Основы лесной радиационной экологии» (далее – Программа) разработана на основе принципов, установленных Федеральным законом «Об образовании», рекомендациями учебного центра «Микроинформ» и других учебных центров [4].

Программа предназначена для следующих категорий обучаемого контингента:

- специалисты-радиологи системы радиационного контроля Рослесхоза и других организаций, выполняющих работы по радиационному контролю и радиационному мониторингу леса;

- специалисты органов исполнительной власти субъектов Российской Федерации в области лесных отношений, на территории которых имеются радиоактивно загрязненные лесные территории;

- специалисты предприятий и организаций всех форм собственности, индивидуальные предприниматели и физические лица, осуществляющие в соответствии с действующим законодательством работы по использованию, охране, защите, воспроизводству лесов в зонах радиоактивного загрязнения;

- специалисты органов исполнительной власти, учреждений и организаций, осуществляющие деятельность в области информирования населения, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях.

В Программе предусмотрена модульная структура, включающая общие вопросы радиологии, радиоэкологии и радиационной защиты; сведения об основных источниках формирования радиоактивного загрязнения лесных экосистем, радиационных авариях и инцидентах; вопросы дозиметрии и радиоспектрометрии; радиобиологии лесных видов; биогеохимии основных дозообразующих радионуклидов, поведения их в системе почва-растение, принципы и методы радиационного контроля и радиационного мониторинга леса, особенности использования, охраны, защиты, воспроизводства лесов, разработки и осуществления профилактических и реабилитационных мероприятий в зонах радиоактивного загрязнения лесов; требования основных нормативно-правовых документов в области радиационной безопасности и ведения хозяйственной деятельности в условиях радиоактивного загрязнения.

Программа разработана в качестве основы для динамического формирования рабочих учебных программ и учебных планов обучающих мероприятий по рассматриваемой тематике в зависимости от формата мероприятий, объема и сроков проведения, целевой аудитории.

Обучающие мероприятия Программы базируются на использовании современных технических средств и программных продуктов.

В частности, охват целевой аудитории достигается применением передвижных радиометрических комплексов (радиологических лабораторий), включающих:

- передвижную радиологическую лабораторию на базе автомобиля повышенной проходимости, оснащенную штатным спектрометрическим, радиометрическим, лесотаксационным, геодезическим, вспомогательным и др. оборудованием (ПРЛ «Эксперт» в соответствующей комплектации, используемые в системе радиационного контроля Рослесхоза);

- передвижной класс на базе пассажирского микроавтобуса, позволяющий развернуть специализированный программно-аппаратный комплекс для групповых занятий.

В качестве основной формы практических занятий с целевой аудиторией предусмотрены выездные практические семинары-тренинги, в ходе которых обучаемые специалисты проходят стажировку в условиях максимально приближенных к полевым. Выезд передвижного радиометрического комплекса и передвижного учебного класса для проведения семинаров планируется в удобное для слушателей время непосредственно в загрязненный регион. При этом используется штатная приборная база передвижных лабораторий, а занятия проходят в условиях реального радиоактивного загрязнения территории. Выездные семинары позволяют также организовать занятия без отрыва от производства в течение короткого полевого сезона.

Для реализации учебного процесса в соответствии с базовой учебной программой «Радиационная безопасность в лесах, загрязненных радионуклидами. Основы лесной радиационной экологии» коллективом ФБУ ВНИИЛМ разработан специализированный программно-аппаратный комплекс (ПАК).

Тестовая версия ПАК проходит апробацию в рамках деятельности Учебно-информационного центра радиационной безопасности ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения. Данный ПАК ориентирован на обеспечение учебного процесса в ходе проведения обучающих мероприятий, в том числе выездных, в камеральных, лабораторных и полевых условиях. Программно-аппаратный комплекс позволяет проводить практические занятия с использованием измерительного оборудования, применяемого для задач лесной радиационной экологии, радиационного

контроля и радиационного мониторинга лесов, в том числе передвижных радиометрических комплексов (радиологических лабораторий).

Основные функции обучающего ПАК:

- Техническое обеспечение администрирования учебного процесса.
- Техническое обеспечение лекционных занятий.
- Техническое обеспечение практических и лабораторных занятий, с учетом совместимости с приборной базой радиационного контроля и радиационного мониторинга Рослесхоза.
- Техническое обеспечение полевых занятий с использованием передвижных радиометрических комплексов (радиологических лабораторий), применяемых подведомственными организациями Рослесхоза.
- Поддержка терминологического справочника.
- Поддержка электронной библиотеки учебной литературы.
- Обеспечение самостоятельной работы слушателей.
- Техническое обеспечение контроля успеваемости.

ПАК формируется на основе универсального рабочего места преподавателя, к которому с помощью средств беспроводной связи могут подключаться рабочие места слушателей. Универсальное рабочее место преподавателя выполняет так же функцию мобильного сервера ПАК и контроллера измерительных приборов.

При выборе программно-аппаратной платформы были учтены следующие факторы:

- Возможность объединения рабочих мест в беспроводную локальную вычислительную сеть.
- Совместимость с современными радиометрическими, спектрометрическими приборами и другим используемым в радиационной лесной экологии оборудованием.
- Возможность эксплуатации в полевых условиях, в том числе с использованием автономных источников электроснабжения.
- Простота освоения, эксплуатации и обслуживания.
- Возможность модернизации.
- Возможность расширения.
- Совместимость с основным парком персональных ЭВМ эксплуатируемых потенциальной целевой аудиторией слушателей.

Разработка программно-аппаратного комплекса проведена методом адаптации существующих проектных, технических и программных решений. Учтена совместимость элементов ПАК с программным обеспечением основных моделей радиометрического, спектрометрического и другого оборудования системы радиационного контроля Рослесхоза. Адаптация проведена в соответствии с задачами обучения специалистов-радиологов для лесного хозяйства, специалистов по освоению лесов и управлению лесными территориями в зонах радиоактивного загрязнения с использованием накопленного опыта преодоления последствий радиационных аварий и катастроф в лесном хозяйстве.

В настоящее время Учебно-информационный центр радиационной безопасности ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения ФБУ ВНИИЛМ проводит апробацию и доработку тестовой версии обучающего программно-аппаратного комплекса совместно с отделами радиологии ФБУ «Рослесозащита».

В целом, подготовленная база позволяет эффективно осуществлять обучение специалистов-радиологов, специалистов по освоению лесов и управлению в зонах радиоактивного загрязнения, существенно повысить информированность специалистов и населения в области радиационно-безопасного использования лесов, обеспечивает

соблюдение конституционного права граждан на достоверную информацию о состоянии окружающей среды.

Литература

1. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия—Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богдевича. — Москва—Минск: Фонд «Инфосфера»—НИА-Природа, 2009. - 140 с.

2. Постановление Правительства РФ от 29 августа 2001 г. N 637 "О федеральной целевой программе "Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2010 года" (с изменениями от 22 декабря 2006 г., 12 декабря 2007 г., 2 июня 2008 г., 1 апреля, 29 декабря 2009 г., 27 декабря 2010 г.)

3. Постановление Правительства РФ от 29 июня 2011 г. N 523 «О федеральной целевой программе «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года»

4. Федеральный Закон «Об образовании» от 13.01.1996 N 12-ФЗ (с изменениями на 01.01.2011 г.).

АНАЛИЗ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ В ПОЙМЕ Р. ЕНИСЕЙ ПОСЛЕ ОСТАНОВКИ РЕАКТОРА АДЭ-2

*Русанов В.А., Шишлов А.Е., Садырев Д.Ю.
ФГУП ГХК, г. Красноярск*

ВВЕДЕНИЕ

Горно-химический комбинат (ФГУП «ГХК») был создан в начале 50-х годов прошлого века для производства и переработки делящихся материалов и изготовления из них компонентов ядерного оружия. ФГУП «ГХК» - уникальное предприятие ядерно-топливного цикла, основные производства которого размещены в скальных выработках глубоко под землей.

После остановки в 1992 г. двух проточных реакторов АД и АДЭ-1 поступление радионуклидов в реку Енисей со сточными водами предприятия обусловлено было, в основном, водами охлаждения регулирующих каналов системы управления защиты (РК СУЗ) реактора АДЭ-2 и очищенными трапными водами реакторного и радиохимического заводов. После остановки реактора АДЭ-2 в апреле 2010 г. поступление радионуклидов в реку Енисей обусловлено водами от дезактивации оборудования реакторного производства и трапными водами радиохимического производства, очищенными на сооружениях физико-химической очистки.

Выпуск сточных вод предприятия в р.Енисей с 1958 г. по 1968 г. осуществлялся на 85 км (выпуск №2а), с 1969 г. по 1993 г. – на 80 км (выпуск №2), а с 1994 г. по настоящее время - снова через выпуск №2а после бассейна выдержки.

В настоящее время на предприятии осуществляются работы по выводу из эксплуатации реактора АДЭ-2. Продолжают действовать очистные сооружения и радиохимическое производство. Указанные производства практически не оказывают техногенного влияния на радиоэкологическое состояние р. Енисей.

Несмотря на значительное сокращение сбросов радиоактивных веществ в р.Енисей в связи с остановкой и процессом вывода из эксплуатации реакторов, ФГУП «ГХК» по-прежнему обеспечивает контроль радиационного загрязнения поймы р. Енисей в целях изучения миграции радионуклидов, накопленных за время работы реакторов.

Для обеспечения контроля радиационного загрязнения р. Енисей контролируется содержание радионуклидов в воде, аллювиальных и донных отложениях, растительности, пищевых продуктах, рыбе. Кроме того, в районах прибрежных населенных пунктов проводится контроль радиационной обстановки. В данном докладе рассматривается период до и после остановки реактора АДЭ-2 (2008-2011 годы).

1. Контроль содержания радионуклидов в воде реки Енисей

В воде р.Енисей содержание радионуклидов определяется в двух контрольных створах у правого берега ниже выпуска: в 250 м ниже выпуска № 2а на 86 км и в 10 км ниже выпуска № 2а на 95 км (1 км выше первого населенного пункта с. Б.Балчуг). Фоновое значение стронция-90 и цезия-137 в воде р.Енисей определяется в 17 км выше выпуска № 2а в районе д. Додоново.

В связи с остановкой реактора АДЭ-2 в апреле 2010 года сброс натрия-24, фосфора-32, скандия-46, хрома-51, марганца-54, железа-59, кобальта-58, цинка-65, сурьмы-124, бария-140, европия-152 и европия-154 прекращен. Изменения содержания основных радионуклидов в воде р.Енисей за период с 2002 г. по 2011 г. приведены на рисунке 1.

Следует отметить, что после остановки реактора АДЭ-2 в апреле 2010 г. анализ проб воды на короткоживущие радионуклиды наведённой активности не проводился. За 2010 г. результаты измерений по этим радионуклидам представлены по первым четырем месяцам года.

Анализ содержания средне- и долгоживущих изотопов наведённой активности в сточных водах предприятия проводится в связи с проведением работ по демонтажу оборудования остановленного реактора АДЭ-2. Наличие в сбросных водах предприятия в 2011 г. стронция-90 и цезия-137 обусловлено работой радиохимического производства. Содержание этих радионуклидов находится на уровне предыдущих лет.

Суммарный сброс радионуклидов в р.Енисей в 2010 г. по сравнению с 2009 г. уменьшился на 30,2%. Суммарный сброс радионуклидов в р. Енисей в 2011 г. по сравнению с 2010 г. без учета короткоживущих радионуклидов натрия-24, фосфора-32, мышьяка-76, йода-131, нептуния-239 уменьшился на 76,6%. Активность данных радионуклидов ниже предела обнаружения.

Превышений норм разрешенных годовых сбросов в анализируемый период с 2008 года по 2011 год не было.

Мощность дозы гамма-излучения от водной поверхности на р. Енисей при работе прямоточных реакторов АД и АДЭ-1 была обусловлена, в основном натрием-24 и марганцем-56. После остановки прямоточных реакторов мощность дозы от поверхности воды ниже выпуска сточных вод практически не отличалась от фонового уровня.

Значения мощности дозы гамма-излучения от водной поверхности р. Енисей вблизи места сброса сточных вод в период с 2008 года по 2011 год приведены в таблице 1.1.

Таблица 1.1. Мощность дозы гамма-излучения от водной поверхности р. Енисей

Наименование пункта контроля	Мощность амбиентной дозы, мкЗв/час			
	2008 г.	2009 г.	2010 г.	2011 г.
Река Енисей у правого берега в 250м ниже выпуска № 2а (86 км ниже г. Красноярска)	0,098±0,023	0,10±0,02	0,087±0,020	0,076±0,017

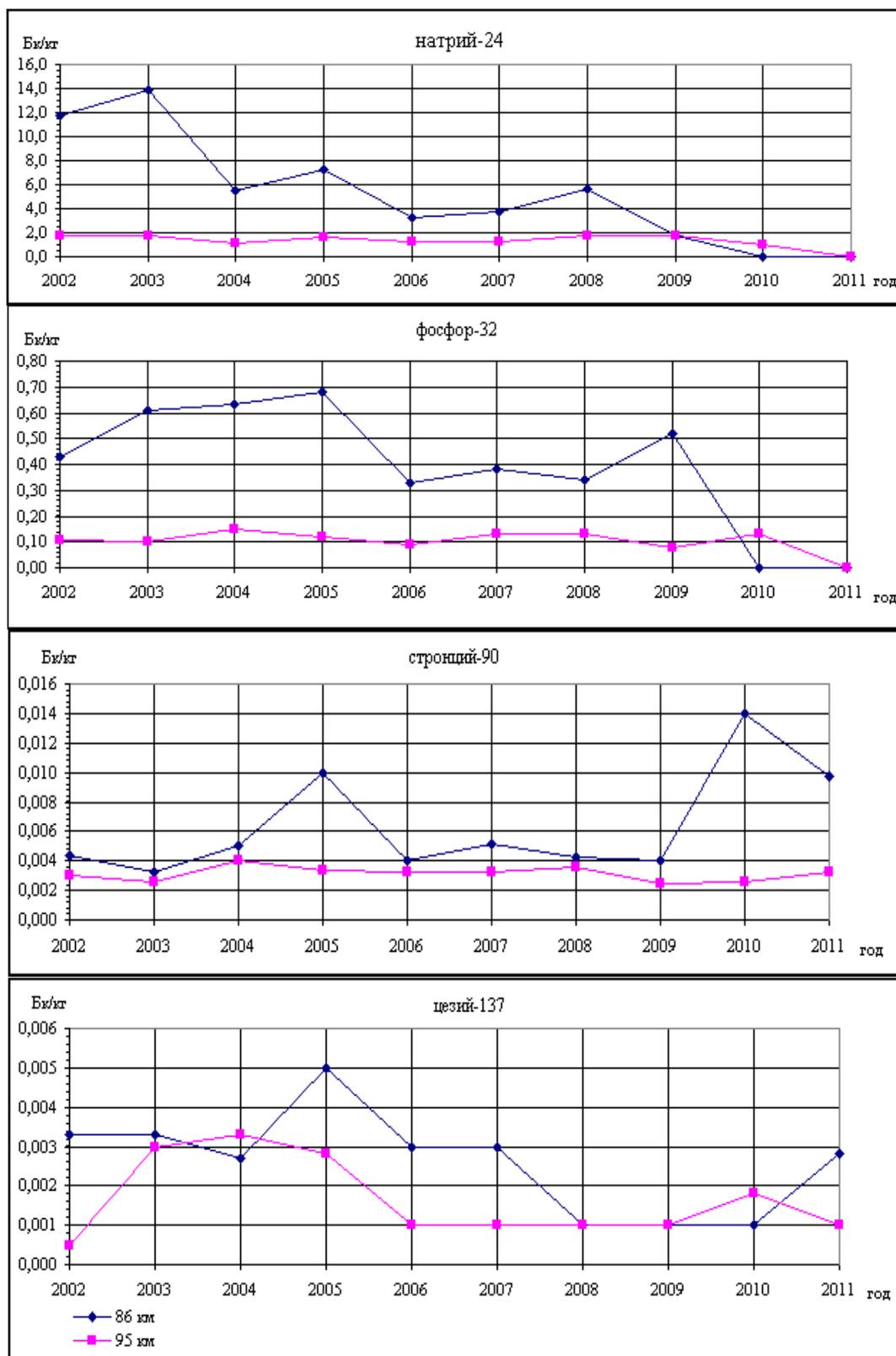


Рис.1. Содержание радионуклидов в воде р.Енисей в период с 2002 по 2011 годы

1. Контроль содержания радионуклидов в донных отложениях поймы р.Енисей

Загрязнение радионуклидами донных и аллювиальных отложений в пойме р. Енисей происходило в результате следующих основных процессов:

- прямого сброса воды охлаждения проточных реакторов АД и АДЭ-1;

- наблюдавшихся до 1972 г. протечек трапной воды реакторного производства из-за проектного конструкционного несовершенства линии спецканализации;
- повышенного сброса с трапной водой радионуклидов осколочного происхождения в 1965-1966 годах в связи с неудовлетворительной работой проектной схемы очистных сооружений в период пуска радиохимического завода;
- повышенных сбросов радионуклидов осколочного происхождения в процессе образования и разделки «козловых» ячеек на ранней стадии эксплуатации промышленных реакторов;
- несанкционированных протечек вод охлаждения бассейнов выдержки облученных урановых блоков.

Характер и уровень накопления радионуклидов в донных и аллювиальных отложениях формировался под влиянием многих факторов, в т.ч. в результате колебания состава и количества сбрасываемых радионуклидов; места выпуска сточной воды предприятия; гидрологических особенностей р. Енисей; загрязнения воды в реке механическими примесями, сбрасываемыми предприятиями г. Красноярск; а также геологического строения земной коры вдоль русла реки.

На основании проведенных в 1990-2000-х годах исследований распределения радионуклидов по глубине в аллювиальных отложениях в пойме р. Енисей, получены данные, позволяющие провести анализ процессов формирования полей радиоактивного загрязнения пойменных участков р. Енисей. По характеру накопления радионуклидов в донных отложениях и распределения радионуклидов по глубине в аллювиальных отложениях, в пойме реки можно выделить три зоны.

Первая зона – участок р. Енисей от места выпуска сточных вод комбината до устья реки Ангара (330 км по лоцманской карте). Вторая зона - участок реки Енисей от Ангары до Подкаменной Тунгуски и третья зона – ниже реки Подкаменная Тунгуска.

В настоящее время донные и аллювиальные отложения загрязнены, в основном, тремя радионуклидами: кобальтом-60 ($T_{1/2} = 5,27$ лет), цезием-137 ($T_{1/2} = 30$ лет) и европием-152 ($T_{1/2} = 13,3$ лет). Радионуклиды с периодом полураспада менее одного года распались.

Анализ многолетних наблюдений позволяет сделать следующие выводы. Максимальное содержание техногенных радионуклидов в донных отложениях находится у правого берега на участке реки от мест сбросов до впадения р. Кан (28 км ниже от места выпуска №2). Ниже впадения р. Кан значения содержания радионуклидов в донных отложениях заметно меньше за счет разубоживания и переноса «чистых» донных отложений с участков р.Енисей выше мест выпуска сточных вод и с поймы р.Кан.

Через год после остановки реактора АДЭ-2 значительных изменений в содержании радионуклидов в донных отложениях в ближней зоне не отмечается. Это объясняется малым промежутком времени с момента остановки реактора и большим периодом полураспада основных загрязняющих радионуклидов цезия-137, кобальта-60, европия-152.

2. Радиационная обстановка в районах прибрежных населенных пунктов

В 1993 г., когда прямоточные реакторы были уже остановлены, а уровень накопления радионуклидов во влекомых наносах достигал максимального значения, было обследовано радиационное состояние прибрежных зон в 23-х населенных пунктах, расположенных на расстоянии от 5 до 1320 км ниже сброса радионуклидов ГХК. Обследование проводилось путем измерения мощности дозы приборами типа ДРГ-01Т. Обследования показали, что в границах жилых зон значения МЭД находились в пределах от 8 до 14 мкР/час, что соответствует уровню естественного фона для местности.

Значения МЭД на береговых зонах во всех населенных пунктах, за исключением с. Б.Балчуг, расположенной по правому берегу р. Енисей в 16-17 км ниже места бывшего сброса ГХК (выпуска №2), находились в пределах от 8 до 40 мкР/час. Наибольшие значения МЭД наблюдались на участках, покрытых растительностью, где происходит задержка влекомых наносов. В районе с. Б.Балчуг на береговой полосе шириной 20-40 м, заросшей травой и кустарником, МЭД достигала значений 70 мкР/час.

В 2004 г. была проведена пешеходная гамма-съемка береговых полос в районе с. Б.Балчуг, приверха о. Березовый (в районе с. Б.Балчуг), о. Березовый со стороны протоки, с. Атаманово, с. Казачинское, п. Стрелка со стороны р. Енисей. Исследования показали, что спустя 10-12 лет после остановки прямоточных реакторов значения мощности амбиентной дозы (МАД) на загрязненных участках снизились ~ в 2 раза (максимум - $0,31 \pm 0,06$ мкЗв/час в районе с. Б.Балчуг). Дальнейшие ежегодные обследования береговых полос в районах населенных пунктов показали, что «проблемной» зоной остается лишь береговая полоса с. Б.Балчуг (в 2011 году максимальная МАД составляла $0,38 \pm 0,07$ мкЗв/час). Следует учесть, что в 2006 году в результате аномального паводка на прибрежную зону в районе села Б.Балчуг произошел вынос донных отложений, загрязненных радионуклидами за счет их сбросов со сточными водами предприятия.

Обследования показали, что изменений МАД на береговой полосе в период до и после остановки реактора АДЭ-2 практически не произошло. Это объясняется малым промежутком времени с момента остановки реактора и большим периодом полураспада основного загрязняющего радионуклида цезия-137.

Ожидать заметных изменений радиационной обстановки в прибрежных районах населенных пунктов следует не ранее чем, через 10-15 лет. Повышенные значения МАД на береговых участках реки Енисей обусловлены загрязнением радионуклидами аллювиальных отложений. Дальнейшее постепенное снижение значений МАД со временем можно связывать лишь с наносом на береговые полосы «чистых» отложений и распадом радионуклидов.

3. Содержание радионуклидов в растительности

Содержание радионуклидов в траве в 20 километровой зоне контролируется постоянно, а в пойме р. Енисей периодически - в период экспедиционных обследований. В местах, подвергавшихся постоянному затоплению паводковыми водами, из всех сбрасываемых радионуклидов в траве обнаруживается только цезий-137 и стронций-90.

Содержание цезия-137 в траве, произрастающей на этих участках, превышает уровень, обусловленный глобальными выпадениями в 2...25 раз. Содержание стронция-90 с учетом возможного влияния вида травы и физико-химических свойств почвы находится практически на фоновом уровне на всех участках поймы р. Енисей.

Учитывая то, что интерес представляет воздействие радиоэкологической обстановки на население, проживающее в прибрежной пойменной части р. Енисей, рассмотрим участки, подвергающиеся периодическому затоплению и используемые населением для сенокосов. В 20 километровой зоне наблюдения такой участок один - район с. Б.Балчуг. Остальные участки расположены в дальней зоне наблюдения и обследованы в период проведения экспедиций.

Анализ данных, полученных в период 2008-2011 годы, позволяет сделать вывод о том, что значительных изменений значений содержания цезия-137 в растительности после остановки реактора АДЭ-2 не произошло. Это опять же объясняется отсутствием в рассматриваемый период до и после остановки реактора больших паводков на р. Енисей, заливающих сенокосные угодья.

4. Содержание радионуклидов в пищевых продуктах

В 20 километровой зоне постоянно контролируется содержание радионуклидов в молоке, картофеле, капусте и говядине. Пробы для анализа приобретаются в населенных пунктах у частных лиц, что позволяет более объективно получить данные, характеризующие уровень радиоактивного загрязнения обследуемого района. Что касается населенных пунктов, расположенных на берегах р.Енисей на расстоянии до 800 километров от места сбросов сточных вод предприятия, контроль за содержанием радионуклидов ведется только в пробах молока и картофеля (реже - мяса), периодически отбираемых в период проведения экспедиционных работ. Анализ данных, полученных в период 2008-2011 годы, позволяет сделать вывод о том, что значительных изменений значений содержания радионуклидов в пищевых продуктах после остановки реактора АДЭ-2 не произошло. Содержание йода-131 в молоке во всех пробах не превышает значения нижнего предела обнаружения 0,05 Бк/кг. Максимальные содержания радионуклидов в пищевых продуктах, производимых населением, на всем протяжении зоны наблюдения поймы р. Енисей представлены в таблице 5.1.

Таблица 5.1. Максимальные содержания радионуклидов в пищевых продуктах

Радионуклид	Максимальное содержание, Бк/кг	Допустимые уровни (ДУ), Бк/кг [3]	В долях от ДУ
Молоко			
Стронций-90	0,14±0,03	25	6,8E-03
Цезий-137	0,53±0,07	100	6,0E-03
Картофель			
Стронций-90	0,13±0,02	40	3,8E-03
Цезий-137	0,61±0,10	80	8,9E-03
Капуста			
Стронций-90	0,22±0,04	40	6,5E-03
Цезий-137	1,7±0,2	80	2,4E-02
Мясо (говядина)			
Стронций-90	<0,1	не нормируется	-
Цезий-137	0,43±0,07	200	2,5E-03

6. Содержание радионуклидов в рыбе

До остановки реактора АДЭ-2 основным радионуклидом, создающим дозу внутреннего облучения при употреблении рыбы являлся фосфор-32 ($T_{1/2}=14,3$ суток), концентрация которого зависела от вида рыбы, сезона отлова и места отлова. Кроме того, в пробах рыбы обнаруживались другие техногенные радионуклиды, такие как натрий-24 и цезий-137.

После остановки реактора АДЭ-2 наблюдается качественные изменения содержания радионуклидов в рыбе. В настоящее время обнаруживается только цезий-137 в следовых количествах. Максимальное содержание цезия-137 в рыбе, отлавливаемой вблизи места сброса ФГУП «ГХК» в 2011 году, составляло $9,5\pm 1,2$ Бк/кг, что не превышает предельно-допустимых уровней (130 Бк/кг) в соответствии с требованиями санитарно-эпидемиологических норм и правил СанПиН 2.3.2.1078-01 [3]. Наибольшие значения отмечаются в районе 86 км. В рыбе, отобранной ниже 86 км, содержание цезия-137 значительно падает и составляет ≤ 1 Бк/кг.

Выводы

1. После остановки реактора АДЭ-2 в реку Енисей прекратился сброс сточных вод, содержащих короткоживущие радионуклиды наведенной активности с относительно малыми периодами полураспада, которые определяли радиационную обстановку в бассейнах выдержки, куда осуществлялись сбросы. Наличие в сбросных водах предприятия в 2011 г. стронция-90 и цезия-137 обусловлено работой радиохимического производства. Содержание этих радионуклидов находится на уровне предыдущих лет.

Суммарный сброс радионуклидов в р. Енисей в 2010 г. по сравнению с 2009 г. уменьшился на 30,2%. Суммарный сброс радионуклидов в р. Енисей в 2011 г. по сравнению с 2010 г. без учета короткоживущих радионуклидов натрия-24, фосфора-32, мышьяка-76, йода-131, нептуния-239 уменьшился на 76,6%. Активность данных радионуклидов ниже предела обнаружения. Превышений норм разрешенных годовых сбросов в период с 2008 года по 2011 год не было.

2. Значительных изменений в содержании радионуклидов в донных отложениях, растительности, пищевых продуктах, а также изменений МАД на прибрежной полосе населенных пунктов через год после остановки реактора АДЭ-2 практически не произошло. Это объясняется малым промежутком времени с момента остановки реактора, большим периодом полураспада основных загрязняющих радионуклидов и наличия серьезных паводков на р. Енисей в анализируемый период.

3. До остановки реактора АДЭ-2 основным радионуклидом, создающим дозу внутреннего облучения при употреблении рыбы являлся фосфор-32. Кроме того, в пробах рыбы обнаруживались другие техногенные радионуклиды, такие как натрий-24 и цезий-137. После остановки реактора АДЭ-2 наблюдается качественные изменения содержания радионуклидов в рыбе. В настоящее время обнаруживается только цезий-137 в следовых количествах.

4. Значительные изменения радиационной обстановки в пойме реки Енисей произошли после остановки в 1992 году реакторов АД и АДЭ-1, работавших в прямоточном режиме. Работа реактора АДЭ-2 оказывала гораздо меньшее влияние на радиационную обстановку ввиду наличия замкнутого контура охлаждения. Ожидать же заметных изменений радиационной обстановки в пойме р. Енисей после остановки АДЭ-2 следует не ранее чем, через 10-15 лет.

СОДЕРЖАНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ СИБИРИ

*В.Д. Страховенко², И.Н. Маликова², Л.П. Рихванов¹, Б.Л. Щербов², Ф.В. Сухоруков²,
Н.В. Барановская¹, В.П. Атурова³*

¹ *Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск*

² *Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск*

³ *ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае», г. Красноярск*

В процессе многолетних исследований получен и обобщён большой материал по содержанию естественных и искусственных радионуклидов в почвах некоторых регионов Сибири (Алтайский и Красноярский края, Республики Алтай, Бурятия, Якутия, Хакасия, Иркутская, Новосибирская, Томская области и ряд других регионов Сибири) [Сухоруков и др., 2000; Сухоруков и др., 2001; Страховенко и др., 2010; Маликова и др., 2011].

Изучение радионуклидного состава отобранных образцов почв проводилось на базе инструментальных анализов при помощи аналитиков и на оборудовании лаборатории геохимии редких, радиоактивных и благородных элементов и экогеохимии ИГМ СОРАН, ядерно-геохимической лаборатории Томского политехнического университета и ряда

других аккредитованных лабораторий. Использовался комплекс ядерно-физических методов анализа, включающий лабораторную полупроводниковую γ -, α -спектрометрию и β -радиометрию, полевую гамма-спектрометрию лабораторные методы запаздывающих нейтронов и нейтронно-активационного анализа, База данных по U, Th, K содержит примерно по 20 000 тысяч проб, по Sr, Pu по 1000 проб.

Уровень содержания U(Ra), Th и K в почвах изученных территорий находится в ранге значений, полученных для почвенного покрова других областей России и Мира (таблица 1).

Средние содержания естественных радионуклидов в почвенных профилях определяются, прежде всего, радиоактивностью почвообразующих пород. Согласно работам многих авторов для разных регионов, содержание тория в почвах устойчиво, а содержание урана возрастает в условиях аридного климата. Они составляют в Европейской части России и Западно-Сибирской низменности – Th 6,5г/т; U 1,5 г/т; (Th/U=4,4); Восточной Сибири – Th 6,4г/т; U 1,4 г/т; (Th/U=4,6), в Средней Азии и Казахстане – Th 6,7 г/т; U 2,3 г/т (Th/U=2,9) [Болтнева, 1977; Арбузов, Рихванов, 2010].

Таблица 1. Содержание естественных радионуклидов и величина торий-уранового отношения в почвах различных регионов Сибири

Регион	U(Ra), г/т	Th, г/т	K %	Th/U
Республика Бурятия	2,2	7,0	1,9	3,1
Иркутская обл.	2	6,2	1,5	3,1
Читинская обл.	2,4	8,5	2,2	3,5
Томская область, в т.ч.	2,5	10,8	1,7	4,6
в зоне влияния ПЯТЦ	2,6	9,6		3,7
Новосибирская обл	2,2	7	1,6	3,2
Алтайский край	2	7,2	1,8	3,6
Республика Алтай	2,4	6,7	1,6	2,8
Республика Тува	1,6	4,5	1,6	2,8
ЯНАО	0,8	1,9	0,6	2,5
Республика Саха	1,3	4,4	1,8	3,4
Усредненные значения по почвам Сибири (3605 проб)	1,9	6,0	1,7	3,2
В т.ч. усредненные значения по почвам степной зоны Сибири	<u>1,8</u> 0,7-2,8	<u>7,3</u> 3,0-17	<u>1,9</u> 1,3-2,7	4,1
Усредненные значения по почвам горно-степной зоны Сибири	<u>1,9</u> 0,0-13,5	<u>5,7</u> 0,0-12,9	<u>1,7</u> 0,0-5,3	3,0
Усредненные значения почвам таежной зоны Сибири	<u>2,0</u> 0,4-3,1	<u>5,7</u> 1,7-8,1	<u>1,6</u> 1,3-2,1	2,9
Усредненные значения по почвам горно-таежной зоны Сибири	<u>2,2</u> 0,0-6,4	<u>7,6</u> 0,0-17,7	<u>1,7</u> 0,0-2,9	3,5

На примере нами изученных почв Сибири, подтверждается ранее отмеченная И.М.Назаровым и др. (Назаров и др., 1983) общая тенденция увеличения содержания U и Th в генетическом ряду почв бывшего СССР от болотных, к подзолистым - дерново-подзолистым - серым лесным- чернозёмам- каштановым- серозёмам (по классификации почв принятой в СССР).

Полученные авторами значения соответствуют данным других исследователей по соседним регионам и в целом близки к значениям для почв континентов [Ярошевский, 2004] и континентальных почв США (Shacklette, Hansford T.,1984). Таким образом, на представительном материале в почвах различных регионов Сибири устанавливается достаточно однообразное содержание тория, калия и во многих случаях урана. В основном на изученных территориях преобладают почвы, в которых содержания урана, тория, калия унаследованы от четвертичных суглинков и лёссов. На этом фоне четко выделяются аномальные участки с повышенной и пониженной радиоактивностью.

Наиболее высокая естественная радиоактивность обнаруживается в почвах, которые формировались на высокорadioактивных гранитах, а пониженная - характерна для почв, субстратом которых являются кварцевые пески. В вертикальных разрезах почв характерно стабильное распределение естественных радионуклидов (с равномерным их содержанием во всех горизонтах и подстилающем субстрате).

В районах действия предприятий ядерно-топливного цикла (ПЯТЦ) или прилегающих к полигонам испытания ядерного оружия (ПИЯО) могут отмечаться более высокие концентрации урана (Рихванов, 2009). При этом, на таких участках изменяются величина торий-уранового отношения ($<2-2,5$) и изотопные характеристики ($U238/U235$), которые, как правило, меньше, а иногда выше сегодняшнего показателя в норме (137,8).

Общеизвестно, что начиная с 1945 года из-за испытания ядерного оружия в атмосфере, в окружающей среде, прежде всего в почве, появились чуждые биосфере техногенные радионуклиды. Радиоактивный распад, распашка земель, процессы дефляции и литогеохимической миграции привели к трансформации первичных геохимических полей их распределения и, в ряде случаев, загрязнению ландшафтов искусственными радионуклидами. Выпадение этих радионуклидов как от ядерных испытаний (глобальные выпадения), так и от штатной работы ПЯТЦ (локальные выпадения), а также аварийных ситуаций на них, имело и имеет крайне неравномерный характер распределения на поверхности, особенно почв, что создаёт определённые методические проблемы изучения уровня их накопления.

На сегодняшний день, в Мире накоплен значительный материал по активности радиоцезия ($Cs137$), в меньшей мере радиостронция ($Sr90$) в почвах. Значительно меньше, особенно в России, есть информации по альфа-излучающим радионуклидам (Pu , Am) в почвах, которые, в силу своих ядерно-физических свойств, будут представлять основную радиоэкологическую опасность в будущем. Практически в литературе нет данных по активности в почвах изотопа $P129$, имеющего период полураспада около 14 млн.лет.

Авторами наиболее полно на представительном материале изучен суммарный уровень удельной активности $137Cs$ в почвах различных регионов Сибири (таблица 2). Поскольку данные получены в различные годы, значение суммарного запаса радиоцезия в почвах пересчитаны на 2000 год. Распределение суммарного уровня площадной активности $137Cs$ изученных территорий носит мозаичный характер и его причины и масштабы различны (характер выпадения осадков, режимы работы ПЯТЦ и др.). Кроме $137Cs$ определены (в значительно меньшем количестве проб) другие радиоактивные изотопы: $134Cs$, $239,240Pu$, $90Sr$. Результаты их измерений представлены в таблице 2.

Для большинства изученных регионов суммарные уровни загрязнения $137Cs$ в почвах Сибири превышают уровень глобального фона. В целом современная радиационная обстановка от былых выпадений техногенных радионуклидов на территории Сибири не представляет опасности для здоровья населения. Но практически во всех ландшафтных зонах Сибири обнаруживаются участки локальных выпадений, при превышении в них глобального фона в 2-3 раза и высоком $137Cs/90Sr$ отношении (исследованиями ряда ученых показано, что для глобальных радиоактивных выпадений соотношение $137Cs/90Sr$ может быть принято равным около 1,8 на 2000 год [Израэль, 2005]). Наибольшая плотность таких участков от глобальных выпадений (ядерные взрывы в атмосфере на Новой Земле, Лобноре, Семипалатинске и др.) характерна для территории Алтайского края и Республики Бурятия. Повышенный уровень содержания радиоцезия (до 1000 и более Бк/кг) характерен для участков, прилегающих к территории ПЯТЦ (Северск, Железногорск). Неоднородность распределения $137Cs$ в почвах определяется влиянием многих факторов, из которых первичным является неравномерность выпадения атмосферных осадков в периоды ядерных испытаний. В дальнейшем имело место изменение конфигурации первичных ареалов под влиянием

эрозионно-аккумулятивных процессов и литохимической миграции. Отмечается некоторая тенденция увеличения в 3-4 раза удельной активности Cs137 в почвах с севера (~720с.ш.) на юг (~560с.ш.) (Черняго и др., 2004).

Поступивший в почвы, после ядерных испытаний радиоцезий, до сих пор преимущественно аккумулятирован в горизонте 5-15 см, а ^{90}Sr проникает значительно глубже. Поэтому интервал колебаний цезий-стронциевого отношения по разрезам довольно широк: в почвах колеблется в пределах 0.1- 4.7.

Работами авторов с коллегами на юге Западной Сибири в верхних горизонтах черноземных почв определена доля «чернобыльской» компоненты ^{137}Cs , которая редко превышала 10% [Гавшин и др., 2000]. Определение ^{134}Cs в 12 пробах дернового горизонта почв в центральных районах Республики Саха зафиксировало его активность от 0.12 до 0.19 Бк/кг (на 2000 год). С учетом периодов полураспада, пересчеты на время выпадения показывают, что среднее количество «чернобыльского» радиоцезия в почвах составляет 74.6%. В некоторых пунктах отбора проб доля «чернобыльского» цезия достигала 100% [Сухоруков и др., 2001].

Оценка удельной активности $^{239,240}\text{Pu}$ в почвенном покрове севера Западной Сибири, области, наиболее близко расположенной к Новоземельскому полигону, дает значения около 0.3 Бк/кг [Поляков, Мельников, 1998; Плутоний, 1994]. Средний глобальный уровень активности плутония в почвах Сибири мы оцениваем на уровне 0,2-0,4 Бк/кг (Атурова, 2001, Рихванов, 2009). Наши данные, полученные по определению плутония в почвах различных регионов Сибири, заметно превышают, оценённый для Сибири его фон (таблица 2).

Особенно высокие уровни накопления Pu в почвах установлены в районах работы ПЯТЦ (Северск, Томская область; Железногорск, Красноярский край, в местах аварийных выбросов при проведении подземных ядерных взрывов Республика Саха-Якутия). В районе Прибайкалья существенное превышение глобального уровня плутония в почвах обусловлены спецификой выпадения атмосферных осадков в высокогорном хребте, находящемся на пути движения радиоактивных облаков, движущихся с Семипалатинского полигона (Медведев и др., 2004).

Вертикальное распределение трансураниевых элементов носит ярко выраженный пиковый характер. В районе ПЯТЦ максимум их накопления в аллювиальных почвах приходится на глубину 5-6 см (F. Gauthier-Lafaye a.e., 2007).

Обращает внимание аномально высокое соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ в почвах Республики Саха, Агинского Бурятского автономного округа, Красноярского края). Одним из информативных показателей, указывающих на происхождение радиоактивного загрязнения, служит соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$, – оригинальное для каждого источника радиоактивного загрязнения. Это соотношение в глобальных выпадениях составляет - 0.036, для чернобыльских выпадений - 0.40 – 0.54. Известно что, ^{238}Pu применяется для изготовления атомных электрических генераторов (например, источников энергии на борту космических исследовательских аппаратов, и т.д.). Эти данные дают основание предположить, что почвы на некоторых территориях Сибири могли быть локально загрязнены изотопами плутония от космических аппаратов, по аналогии со спутником SNAP 9^a в 1964 году.

Таблица 2. Содержание некоторых техногенных радионуклидов (Бк/кг) и их отношений в почвах Сибири

Регион	^{239}Pu	^{238}Pu	^{137}Cs	$^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	^{90}Sr	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
Республика Хакасия	0,34/0,10-0,68					
Алтайский край (36)**	0,36/0,7-3,5	0,02-0,8	70	$\frac{0,04}{(0,04-0,06)}$	6-51 [112] *	$\frac{2,0}{1-6,5}$
Ямало-Ненецкий АО (14)	0,05-10,1	0,01-0,6	18	$\frac{0,32}{(0,06-0,5)}$	0-31 [47]	$\frac{1,01}{0,02-4,7}$
Республика Саха, (13)	0,02-2,85	0,6-3,37	24	$\frac{1,08}{(0,8-1,2)}$	1-44 [34]	$\frac{2,8}{1,5-4,3}$
В т.ч. из районов ПЯВ	1180/18,9-3000					
Кемеровская область	0,36/<0,1-1,74	Н.д				
Иркутская область, в т.ч. Прибайкалье	0,04-2,0 2,77/0,41-6,47	0,01-0,06	38	$\frac{0,04}{(0,03-0,05)}$	6-29 [25]	$\frac{2,4}{1,6-3}$
Агинский Бурятский АО (12)	0,4-7,6	0,07-7,8	80	$\frac{1,8}{(0,1 - 4,5)}$	1-25 [31]	$\frac{1,8}{0,1-5,6}$
Томская область, в т.ч. в зоне влияния ПЯТЦ	0,36/<0,1-1,81 3,08/0,93-7,2		20 40		50 50	
Читинская обл.			55			
Новосибирская обл	0,41/0,11-1,0	Н.д	67			
Республика Алтай	0,41/01-1,57	Н.д	69			
Республика Тыва	0,18/< 0,1-0,38	Н.д	62			
Красноярский край, В т.ч. в пойме р.Енисей	0,32/0,1-1,98 5,6/0,1-48,8			0,013-0,39		

Литература

1. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Ковалев С.И., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Мельгунов М.С., Цибульчик В.М. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) // Сибирский экологический журнал. – 2000. - т.7. - № 1. - С.31-38.
2. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Мельгунов М.С. Оценка загрязнения территории Сибири радионуклидами и тяжелыми металлами. // Современные подходы в решении проблем охраны генофонда народов. - Министерство образования Республики Саха (Якутия). – Якутск. - 2001. - С.70-78.
3. Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Маликова И.Н., Восель Ю.С. Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер различных регионов Сибири // Геологии и Геофизики. - 2010. - т.51. - С.1501-1514.
4. Маликова И.Н., Страховенко В.Д. УРАН, ТОРИЙ И ТН/У ОТНОШЕНИЕ В ПОЧВАХ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ // ж. Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. - 2011. - № 1(15). - С. 26-39.
5. Ярошевский А.А. Проблемы современной геохимии: Конспекты лекций // Новосиб. Гос. Ун-т, Новосибирск, 2004, 194 с.
6. Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А., Назаров И.М., Атомная энергия, 1977, с. 335-360.
7. Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие // Томск: изд-во Томского политехнического университета, 2010, 300 с.
8. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие. - Томск: STT, 2009. - 430 с.

9. Израэль Ю.А. Антропогенное радиоактивное загрязнение планеты Земля // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: Материалы международной конференции. - Москва, 2005. - С.13-24.

10. Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В., Пархоменко В.С., Страховенко В.Д. и др. Следы Чернобыльской аварии в Западной Сибири // Тез. докл. Междунар. конф. Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. Москва, 24-26 апр. 2000г. С.-П. Гидрометеиздат, 2000 - с.65.

11. Поляков В.А., Мельников Е.С. Оценка радиозологической обстановки на территории северной части Западной Сибири // Криосфера Земли. - 1998. - т. 11. - №1. - с. 36-43.

12. Плутоний в России. Экология, экономика, политика. Под. ред. А.В.Яблокова. - М.: ЦЭПР, 1994. - 143с.

13. Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Мясников А.А. и др. Радиационное воздействие ядерных испытаний на территорию и население Байкальского региона // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции. - Томск, 2004. - С. 371-374

14. Shacklette, Hansford T. Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States. (Geological Survey professional paper ;1270). UNITED STATES GOVERNMENT PRINTING OFFICE, WASHINGTON : 1984 Supt. of Docs. No.: 1 19.16 1. Soil United States A' Composition I. Boerngen, Josephine G. 11. Title. 111. Series

15. Gauthier-Lafaye F, Pourcelot L., Eikenberg J. et al. Radioisotop contaminations from releases from the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia? Russia) // J. Environ. Radioactiv. - 2007.-Vol.98.-P.301-314.

16. Environmental Radioactivity from Natural, Industrial, and Military Sources. 4th Edition. -Academic Press, 1997.

17. Атурова В.П. Плутоний в почвах Красноярского края : автореф. дис... канд. биол. наук. - Красноярск, 2001.

18. Назаров И.М., Николаев А.Н., Фрицман Т.Д. Основы дистанционных методов мониторинга загрязнения природной среды. - Л.: Гидрометеиздат, 1983.

19. Черняго Б.П. и др. «Глобальный» цезий-137: от Байкала до Северного Ледовитого Океана. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции. - Томск, 2004. - С. 637-638.

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ Р. ОБЬ (ЛЕСНАЯ И ЛЕСОСТЕПНАЯ ЗОНЫ)

А. В. Салтыков,, А. Ш. Хабидов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г.Барнаул

Бассейн реки Обь имеет наибольшую площадь среди остальных рек Арктического бассейна, и весьма сложен в орографическом отношении. Западная часть бассейна захватывает восточный склон Урала, южная — Казахский мелкосопочник, юго-восточная — Алтай. Остальная часть бассейна представляет собой плоскую, в центральной части сильно заболоченную равнину. Верхняя часть бассейна относится к степной и лесостепной зоне, большая часть бассейна находится в пределах лесной зоны, а самый север — к зоне тундры и лесотундры.

В лесостепной зоне, ниже Новосибирского водохранилища, река Обь представляет собой ряд рукавов, появляется большое количество островов, пойма расширяется до 5 км и более; русло реки неустойчиво, исключая отдельные участки, где на поверхность выходят коренные породы. Ниже впадения реки Чулым Обь становится большой полноводной рекой: ширина русла увеличивается от 1 до 3 км. Широкая пойма,

изобилующая староречьями, заливаается во время весенне-летнего паводка. Ниже впадения реки Иртыш долина реки Обь расширяется, и пойма достигает 20-30 км. Ширина русла колеблется от 1,5 до 4,0 км.

Во второй половине XX века речные системы Оби и Енисея подвергались техногенному радиоактивному загрязнению за счет надземных испытаний атомного оружия, аварийных и технологических сбросов радиоактивных отходов от атомных предприятий по производству плутония. В настоящее время одной из наиболее важных проблем Обь-Иртышского бассейна является анализ возможных последствий попадания радионуклидов в гидросферу с водосборных площадей и из водоемов-отстойников, которые используются для хранения жидких слабоактивных радиоактивных отходов.

Донные отложения являются наиболее информативным компонентом ландшафта при анализе эколого-геохимической обстановки, даже по сравнению с затопляемыми аллювиальными почвами, так как именно в них в большей степени происходит аккумуляция загрязнителей, поступающих с водосборного бассейна в течение длительного промежутка времени. Особенно это прослеживается в среднем и нижнем течении реки Обь, бассейн которой представляет собой практически единую ландшафтно-геохимическую систему, все звенья которой связаны потоками вещества. Это связано с тем, что, во-первых, общий объем донных осадков превосходит объем затопляемых аллювиальных почв береговой зоны и островов, а во-вторых, что донные осадки находятся в постоянном контакте с водами, переносящими радионуклиды, в том числе и сорбированные на взвесах, из которых они в основном и формируются. В аллювиальных почвах островов и береговых зон радионуклиды накапливаются только в периоды паводков за счет присутствующих в воде радионуклидов и вторичного привноса в составе материала донных осадков. Сорбция радионуклидов на переносимых рекой взвесах и ранее отложившихся частицах в верхних слоях осадков является доминирующим фактором миграции и накопления радиоизотопов в донных отложениях. Особое значение, для накопления радионуклидов в донных отложениях имеет форма поступления их в реку. Заметная доля радионуклидов в донных осадках присутствует в виде тонкодисперсных активных частиц разной природы. Донные осадки легче и в больших масштабах, чем обычно задернованные аллювиальные почвы островов и береговой зоны, вовлекаются в многократное переотложение. Наиболее подвержены этому верхние нелитифицированные их горизонты, а в высокие паводки мигрирует значительная их доля.

Среди естественных радионуклидов наибольшее геохимическое значение имеют ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , так как они являются основными радиоактивными элементами, формирующими естественное γ -излучение территории и родоначальными радиоактивными изотопами.

Отбор проб донных отложений проводили дночерпателем Петерсона на глубину до 10 см от поверхности их залегания, в наиболее представительных участках речной сети:

- Река Обь. В 95 км ниже Новосибирского водохранилища и на 1 км выше с. Дубровино.
- Река Обь. В 240 км от ниже Новосибирского водохранилища и на 1 км выше с. Оськино.
- Устье реки Томь. В 1 км ниже с. Козюлино.
- Река Обь. В 300 км ниже Новосибирского водохранилища, около с. Салтанакovo.
- Река Обь. На 410 км ниже Новосибирского водохранилища и в 2 км выше с. Фёдоровка.
- Устье реки Чулым. Напротив села Игреково.
- Река Обь. Около 420 км ниже Новосибирского водохранилища и на 10 км выше с. Могочин.
- Устье реки Парабель.

- Устье реки Кеть.
- Река Обь. Около 700 км ниже Новосибирского водохранилища и в 32 км ниже от устья реки Кеть.
- Устье реки Васюган.
- Река Обь. Около 730 км ниже Новосибирского водохранилища и в 5 км ниже от устья реки Васюган.
- Устье реки Тым.
- Устье реки Вах.
- Река Обь. Около 1050 км ниже Новосибирского водохранилища и в 5 км ниже г. Нижневартовск.
- Река Обь. Около 1300 км ниже Новосибирского водохранилища и в 25 км ниже г. Сургут.
- Устье реки Иртыш. В 10 км ниже г. Ханты-Мансийск.
- Река Обь. Около 1750 км ниже Новосибирского водохранилища и на 5 км выше с. Новый Карым-Кары.

Далее пробы донных отложений высушивались до воздушно-сухого состояния и отправлялись в АЦКП ИГМ СО РАН, где для определения исследуемых радионуклидов применялся гамма-спектрометрический метод анализа. Дополнительно, в лаборатории биогеохимии ИВЭП СО РАН, в пробах определяли содержание гумусовых и глинистых веществ, актуальную кислотность и ёмкость поглощения.

Геохимическая роль донных отложений двояка — они могут, как сорбировать радионуклиды (и тем способствовать самоочищению воды), так и десорбировать (загрязнять воду). Накопление радионуклидов в донных отложениях водоемов происходит в результате: реакций гидролиза; обмена между соединениями, содержащими радионуклиды, с образованием малорастворимых соединений; сорбции на взвешенных в воде частицах с последующим осаждением на дно водоема; сорбции непосредственно на материале донных отложений; поглощение, переработка и перенос на дно с гидробионтами; вынос из рек с обломочным материалом с последующим осаждением на дно или в растворимой форме с последующим действием вышеперечисленных процессов. Сорбционная способность донных отложений по отношению к радионуклидам напрямую связана с их свойствами, к которым относятся содержание гумусовых и глинистых веществ, актуальная кислотность и, конечно же, ёмкость поглощения, которая, в свою очередь, зависит от всех предыдущих свойств.

Основная площадь дна реки Обь сложена песчаными средне- и мелкозернистыми отложениями, для которых характерно незначительное содержание гумусовых веществ (0,1-0,3 %), за редким исключением, связанным в большей степени с антропогенным воздействием (2,4 %), и нейтральная реакция среды (рН 6,6-7,3). Ближе к берегу песчаные отложения могут перекрываться иловато-песчаной супесью, которая имеет немного большую гумусированность (0,6-1,4 %) и слабощелочную реакцию среды (рН 7,6-8,0).

Удельная активность исследуемых радионуклидов в песчаных отложениях варьирует не значительно: ^{238}U — 3,7-9,4 Бк/кг, ^{232}Th — 3,5-8,6 Бк/кг, ^{40}K — 161-433 Бк/кг. В отличие от них супесчаные отложения имеют повышенную удельную активность ^{238}U (23,9-34,1 Бк/кг) и ^{232}Th (17,2-23,5 Бк/кг). В более дисперсных легко- и среднесуглинистых отложениях удельная активность всех исследуемых естественных радионуклидов увеличивается в 2-3 раза по сравнению с песчаными.

Устья основных притоков р. Обь сложены в основном песчаными среднезернистыми отложениями, за исключением устья р. Васюган, где в качестве донных отложений представлены супесью. Устье р. Парабель отличается наибольшим содержанием гумусовых веществ (5,9 %). Даже такие реки как Васюган, Тым и Вах, водосборные бассейны которых представляют собой болотистую местность, не привносят

достаточного количества органического материала, чтобы повлиять на гумусированность не только донных отложений р. Обь, но и самих устьев этих притоков.

Радионуклидный состав песчаных отложений в устьях основных притоков схож с аналогичными отложениями р. Обь. Наибольшее содержание ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K наблюдается в донных отложениях устьев р. Кеть и р. Васюган, а ^{238}U ещё и в донных отложениях р. Парабель.

Единственный исследуемый искусственный радионуклид ^{137}Cs в донных отложениях р. Оби и устьев её основных притоков — не обнаружен.

РАДИАЦИОННОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ ТЕРРИТОРИИ СНЕЖИНСКОГО ЛЕСХОЗА

О.В. Славкина, А.А. Дьяков, Ф.Ф. Файзрахманов

Федеральное Государственное унитарное предприятие «Российский Федеральный Ядерный Центр - Всероссийский научно-исследовательский институт технической физики имени академика Е.И. Забабахина» (ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ им. академ. Е.И. Забабахина»), г. Снежинск

Территория Снежинского лесхоза расположена на восточном склоне Среднего Урала в составе закрытого административно-территориального образования (ЗАТО) г. Снежинска на севере Челябинской области.

Земли лесного фонда Снежинского лесхоза находятся в зоне возможного влияния двух предприятий атомной промышленности: ПО «Маяк», источники выбросов которого расположены на расстоянии ~50 км от обследуемой территории и ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ», радиационные объекты которого расположены непосредственно на обследуемой территории лесхоза.

Кроме действующих предприятий атомной промышленности на радиационную обстановку территории Снежинского лесхоза возможно влияние загрязненных в 1957 году земель, образовавших Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), к которым примыкают земли лесхоза, а также локальные участки территории лесхоза, загрязненные радионуклидами в результате деятельности Лаборатории «Б» НКВД СССР в период 1946-1955 годов. В настоящее время эти локальные участки частично рекультивированы методом засыпки слоем чистого грунта толщиной не менее полуметра, установлены ограничения по эксплуатации.

В сложившейся ситуации возникла необходимость в систематизированной информации о радиационной обстановке в лесном фонде Снежинского лесхоза, необходимой для осуществления защитных мероприятий, охраны труда на загрязненных радионуклидами территориях, организации радиационного контроля лесной продукции, планирования затрат, составления краткосрочных и долгосрочных прогнозов развития радиационной обстановки.

Протяженность лесных угодий Снежинского лесхоза с севера на юг – 38 км, с востока на запад – 17 км, площадь - 31,4 га. По лесорастительному районированию территория лесхоза относится к горнолесной зоне Южного Урала, к подзоне сосново-березовых лесов Восточно-Уральской провинции, на границе с северной лесостепью.

На территории лесхоза имеется 15 небольших рек, 13 озер, 6 проток между озерами, а также ряд мелких безымянных ручьев и болот, в том числе: реки: Черная, Башмаковка, Каменушка, Шумиха, Раскуриха, Большая и Малая Вязовки; протоки: р. Исток (между озером Иткуль и оз. Синара); озера: Иткуль, Синара, Ташкуль, Татыш, Черновское, Сунгуль, Силач, Арыткуль, Семискуль; болота: Моховое, Черновское, Журавлиное.

Лесистость района лесхоза составляет 64,5%. Леса представлены в основном одним лесным массивом (30, 4 тыс. га).

Методология исследования

Объектами исследования в данной работе послужили почва и лесная продукция большинства лесных кварталов Снежинского лесхоза, а также вода, ил, водная растительность и рыба открытых водных объектов, расположение которых ограничено границей территории лесхоза.

Оценка радиационной обстановки проведена по результатам определения содержания радионуклидов в объектах исследования: стронция-90, цезия-137, тория-232, урана-238, трития, измерения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения и плотности потока бета-частиц с поверхности почвы.

В каждом из обследуемых лесных кварталов выделялись 3, 4 участка расположенных не ближе 50 м от дорог, опушек леса, берегов водоемов и рек. На данных участках проводились полевые дозиметрические измерения и отбор проб почвы.

Для мониторинга радиационной обстановки в четырех лесных кварталах были заложены стационарные участки площадью 1 га [2]. При закладке стационарных участков выполнено их полное описание и составлены паспорта. На территории стационарных участков периодически отбирались пробы лесной продукции – древесина, кора, хвоя (листва), мох, трава, по возможности - пробы грибов и ягод.

В водных объектах расположенных на территории Снежинского лесхоза – озерах: Ташкуль, Теренкуль, Арыткуль, Татыш, Карасье, реке Раскуриха были отобраны пробы воды, ила, рыбы и водной растительности. Пробы рыбы отбирались от одного до пяти видов с каждого водного объекта независимо от размера особей.

Отбор, подготовка проб и определение в них содержания радионуклидов выполнялись по аттестованным методикам, применяемым в отделе радиационной безопасности ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ».

Результаты исследования

На обследованной территории лесных кварталов величина МЭД γ -излучения лежит в пределах от 0,07 мкЗв/ч до 0,17 мкЗв/ч при среднем значении 0,11 мкЗв/ч, плотность потока β -частиц не превышала 12 част./ $(\text{мин} \cdot \text{см}^2)$.

Радиационная плотность загрязнения территории лесного фонда определялась по результатам исследования удельного содержания радионуклидов* в пробах почвы.

Так среднее удельное содержание техногенных радионуклидов составляет: тритий – 13,4 Бк/кг (5,2÷26,1 Бк/кг); стронций-90 – 34,1 Бк/кг (4,8÷89,1 Бк/кг); цезий-137 – 30,0 Бк/кг (13,0÷62,0 Бк/кг). Среднее удельное содержание естественных радионуклидов: торий-232 – 30,7 Бк/кг (10,0÷82,0 Бк/кг), уран-238 – 22,1 Бк/кг (10,0÷70,0 Бк/кг).

Плотность загрязнения территории лесхоза естественными и техногенными радионуклидами составляет: торий-232 – 0,06 Ку/км² (0,01÷0,16 Ку/км²); уран-238 – 0,05 Ку/км² (0,01÷0,13 Ку/км²); тритий – 0,08 Ку/км² (0,02÷0,13 Ку/км²); стронций-90 – 0,12 Ку/км² (0,02÷0,28 Ку/км²); цезий-137 – 0,07 Ку/км² (0,02÷0,17 Ку/км²).

Данные по содержанию радионуклидов* в лесной продукции представлены в таблице 1, в обследованных водных объектах - в таблице 2.

По результатам радиационного контроля содержание в лесной продукции трития лежит в пределах от 66,2 Бк/кг до 244 Бк/кг, большей частью накапливается в древесной

* Значения удельного содержания радионуклидов, рассчитаны: для почвы, донных отложений – на 1 кг воздушно-сухого веса, кроме трития (плотность загрязнения радионуклидами почвы – на 1 кг сырого веса); для древесины, коры, хвои (листвы), мха, лесной и водной растительности – на 1 кг воздушно-сухого веса, кроме трития; для грибов, рыбы – на 1 кг сырого веса.

зелени: хвоя сосны – 244 Бк/кг, листва березы – 119 Бк/кг и лесной растительности: трава – 177 Бк/кг. Отмечено повышенное накопление радионуклидов в мхах на обследуемой территории. Максимальная удельная активность радионуклидов в мхах по стронцию-90 – 187 Бк/кг, по цезию-137 – 2,27 Бк/кг, по урану-238 – 0,88 Бк/кг.

Таблица 1. Содержание радионуклидов в лесной продукции

Наименование пробы	Тритий, Бк/кг		Стронций-90, Бк/кг			Цезий-137, Бк/кг			Уран-238, Бк/кг	
	min - max	ср. зн.	min - max	ср. зн.	ДУ	min - max	ср. зн.	ДУ	min - max	ср. зн.
Древесина сосны	124 - 184	154	0,61 - 16,0	6,0	5200	0,1 - 1,15	0,51	370	0,09 - 0,98	0,33
Древесина березы	80,9 - 262	148	0,74 - 11,8	4,04		0,1 - 2,35	1,27		0,16 - 0,38	0,27
Кора сосны	119 - 127	124	2,8 - 17,1	9,38	2300	< 0,1	< 0,1	3100	0,27 - 0,49	0,40
Кора березы	58,0 - 71,1	66,2	28,1 - 72,8	47,3		< 0,1	< 0,1		0,48 - 0,94	0,73
Хвоя сосны	189 - 256	244	15,3 - 33,7	22,5	100	< 0,1	< 0,1	600	< 0,1	< 0,1
Листва березы	100 - 198	119	12,5 - 41,1	26,3		< 0,1	< 0,1		< 0,1	< 0,1
Трава	106 - 248	177	20,7 - 54,1	33,8	-	< 0,1	< 0,1	-	0,01 - 1,67	0,76
Мох	59,8 - 145	102	18,2 - 187	117	-	0,98 - 4,10	2,27	-	0,79 - 1,01	0,88
Грибы	91,1 - 148	101	0,81 - 4,08	2,53	50	< 0,1	< 0,1	500	< 0,1	< 0,1

Примечание: символ < означает, что содержание радионуклида ниже минимальной активности, достоверно определяемой применяемыми средствами измерений и методиками с установленной погрешностью.

Таблица 2. Содержание радионуклидов в обследованных открытых водных объектах

Наименование пробы	Тритий, Бк/кг			Стронций-90, Бк/кг			Цезий-137, Бк/кг			Уран-238, Бк/кг		
	min-max	ср. зн.	K_n	min-max	ср. зн.	K_n	min-max	ср. зн.	K_n	min-max	ср. зн.	K_n
Вода	14,5-98,0	43,1		0,02-0,09	0,05		0,10-0,61	0,37		0,006-0,040	0,022	
Ил	60,0-301	121	2,81	8,13-21,4	15,3	306	38,0-142	91,3	247	12,4-57,9	28,9	1314
Водная раст-ть	161-271	216	5,01	27,7-46,2	36,2	724	16,0-27,8	21,3	57,6	2,15-8,60	5,33	242
Рыба (мышцы)	74,0-285	113	2,62	0,55-4,60	2,09	41,8	2,60-60,0	30,4	82,2	0,04-0,13	0,08	3,64

Распределение радионуклидов в открытых водных объектах оценивается по степени накопления радиоактивных веществ компонентами водоемов, приведенной в таблице 2 (K_n – отношение удельной активности радионуклида в объекте к удельной активности в воде). Степень накопления урана в рыбе в десять, двадцать раз ниже, чем для стронция-90 и цезия-137. Заметно повышенное содержание радионуклидов, особенно урана, в илах по сравнению с другими компонентами, т.к. илы обладают высокой сорбционной способностью. Водная растительность является также хорошим поглотителем радионуклидов. Распределение окиси трития по компонентам водных объектов примерно одинаково.

В заключении необходимо отметить, что содержание стронция-90 и цезия-137 в лесной продукции ниже установленных нормативов [4, 5].

Для двадцати из обследованных лесных кварталов, входящих в зону с плотностью загрязнения почвы стронцием-90 от 0,15 Ки/км² до 3,0 Ки/км² или цезием-137 от 1 до 5 Ки/км² предусмотрены определенные правила лесоиспользования [1]. В таких лесах, при контроле содержания радионуклидов в лесной продукции, допускаются практически все виды лесного пользования, предусмотренные региональными правилами. Порядок радиационного контроля и оформления разрешительных документов проводится согласно Руководству по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения леса на территории ВУРСа [1]. При выполнении лесозаготовительных работ необходимо выполнять следующие рекомендации: исключать операции связанные со значительным пылеобразованием и сильным разрушением почвенного покрова; использовать средства

защиты органов дыхания, спецодежду и спецобувь. После окончания работ обязательна водная обработка кожных покровов.

В остальных лесных кварталах лесхоза, которые не попадают в данную зону загрязнения, не вводится никаких ограничений на лесопользование и на дополнительные требования по охране труда при выполнении лесохозяйственных работ [1].

Содержание радионуклидов в исследованных пробах воды и рыбы гораздо ниже установленных нормативов, поэтому озера территории Снежинского лесхоза могут использоваться в хозяйственных целях без ограничений [5, 6].

Литература

1. Руководство по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения леса на территории ВУРС. Фед. служба лесного хоз., Москва, 1997 г.
2. Методические указания по оценке радиационной обстановки в лесном фонде на стационарных участках. Фед. служба лесного хоз. Москва.
3. Субботин Л.А., Файзрахманов Ф.Ф., Дьяков А.А. Радиационное обследование лесного фонда Снежинского лесхоза. Ч. I, II, III «РФЯЦ-ВНИИТФ», Снежинск, 1999-2001 гг.
4. Допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в продукции лесного хозяйства. СП 2.6.1.759-99.
5. Продовольственное сырье и пищевые продукты. СанПиН 2.3.2.1078-01.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). СанПиН 2.6.1.2523-09.

ТЕХНОГЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ ЛЕВОБЕРЕЖЬЯ ЕНИСЕЯ ПОСЛЕ ВПАДЕНИЯ АНГАРЫ: СВЯЗЬ С МИНЕРАЛЬНЫМ СОСТАВОМ И УСЛОВИЯМИ ОБРАЗОВАНИЯ АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

*Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов, М.Ю. Кропачева,
А.В. Чугуевский, П.А. Солотчин*

Институт геологии и минералогии им. В.С.Соболева СО РАН, г. Новосибирск

Аннотация

Радиоактивное загрязнение почв и наносов левобережья Енисея после слияния его с Ангарой обусловлено, в основном, ^{137}Cs при незначительном участии ^{152}Eu , ^{60}Co и изотопов Pu. Загрязнение ^{137}Cs аллювия в этой части Енисея носит резко выраженный мозаичный (пятнистый) характер. Особый интерес представляют мощные (более 2 м) наносы разнородного песка у п. Абалаково, высокая удельная активность которого по ^{137}Cs обусловлена присутствием слоистых силикатов во всех гранулометрических фракциях кварц-полевошпатного песка. Им обогащена самая крупная фракция > 0,25 мм и самая мелкая < 0,02 мм. Эти фракции содержат наиболее высокие концентрации ^{137}Cs , до 30000 Бк/кг, и являются его концентраторами, а носителями фракции: 0,25-0,16 мм и 0,16-0,02 мм. Плотность загрязнения песков составляет 60 Ки/км² ^{137}Cs и сопоставима с плотностью загрязнения аллювия о-ва Городского [3, 8].

Введение

Известно, что в ближней зоне влияния Красноярского горно-химического комбината (ГХК) шлейф радиоактивных вод распространяется вдоль правого берега р. Енисей, и только в районе о. Березовый (~ 15 км от места сброса ГХК) часть радиоактивных вод, протекающих по неширокой Балчуговской протоке, отделяющей

остров от правого берега, омывает его левобережную часть. Далее вниз по течению Енисея воды реки Кан (правого притока Енисея) частично «отжимают» загрязненную воду и находящуюся в ней взвесь от правого берега, что приводит к радиоактивному загрязнению аллювиальных образований обоих берегов реки, но на первых 160 км от ГХК преимущественно правого берега [1, 2, 9, 10]. После 160 км от сброса в большей степени загрязнен левый берег, особенно, после слияния с Ангарой. Воды Ангары (Ангара имеет в месте слияния сток в 1,4 раза больше, чем Енисей: 143 и 104 км³/год соответственно [6, 7]) значительно «отжимают» загрязненные воды к более пологому левому берегу, что приводит к увеличению количества радионуклидов, в основном ¹³⁷Cs, в его аллювии. Этому способствует и проявление косвенного действия глобальных сил Кориолиса [8]. Результаты аэрогаммаспектральных съемок, проведенных Северо-Енисейской экспедицией (1990 г.) и ГНПП «Аэрогеофизика» (1993) подтверждают большую загрязненность левобережья Енисея [1, 2] ниже его слияния с Ангарой.

Работы, проведенные за последние 20 лет, показали неравномерность поверхностного и вертикального (временного) распределения техногенных радионуклидов в аллювиальных почвах и донных отложениях, отсутствие четкой связи количеств радионуклидов с гранулометрическим составом аллювиальных отложений и наличием в них гумуса [4, 5, 8, 9, 12]. В настоящей работе показывается, что интенсивность загрязнения аллювия связана не только с неравномерным привнесением радионуклидов в пойму Енисея, но и с поступлением в него слоистых силикатов (различных слюд и смешаннослойных материалов). Действительно, судя по ландшафтно-геоморфологическим и гидрологическим наблюдениям, наиболее загрязнены почвы, сформированные при мощных летних паводках 1966, 1972, 1988 годов, а так же частых на среднем Енисее зимних заторно-зajorных наводнениях [12, 14, 15, 16]. Паводки и зимние наводнения не только вовлекали в дальний перенос ранее накопившиеся в аллювии радионуклиды, но и служили, по нашему мнению, причиной дополнительного сброса их с санитарно-защитной зоны ГХК. После впадения Ангары отмечено несколько точек с высоким содержанием долгоживущего ¹³⁷Cs [10, 14, 15]. Один из таких участков в устье о-ва Городского был обнаружен в 1994 г. и изучен В.А.Тимофеевым [3, 4], а позже исследован и нами [8]. Здесь в 1997 году на глубине 85-105 см залегал слой с содержаниями ¹³⁷Cs от 2997 до 19859 Бк/кг, который выходил на поверхность на берегу острова, обращенного к Енисею. Другим участком с высокой плотностью загрязнения (до 60 Ки/км²) по ¹³⁷Cs является намыв песков у п. Абалаково. Обращает на себя внимание, что почвы обоих участков левобережья с большой плотностью загрязнения аллювия Енисея приурочены к юго-западному направлению его течения перед резким изменением на северо-западное и в устье островов, где течение имеет небольшую скорость и завихрения, что способствует формированию мощных однородных осадков при паводках.

Методы пробоотбора, определения минерального и гранулометрического состава и γ -спектрометрического анализа аллювиальных почв и наносов.

Опробование почв и наносов производилось путем задавливания (забивания) стального кольца диаметром 82 мм и высотой 50 мм вдоль одной из стенок предварительно вырытого шурфа или приямка, которые использовались также для характеристики почвенных разрезов.

Определение фазового состава и полуколичественной оценки содержания фаз проводилось методом рентгено-структурного анализа на диффракторе ARL XTRA [18] и путем изучения проб под бинокляром.

Гранулометрический состав определялся в суспензии на лазерном дифракционном анализаторе Analysette 22 MicroTec (FRITSCH), а так же путем выделения фракций для анализа с использованием сит и отмучивания [19, 20].

При определении γ -излучающих радионуклидов применялся γ -спектрометрический метод с различными ППД, методы подробно охарактеризованы в работе [8].

Результаты и обсуждение

В настоящей работе приведены результаты изучения аллювиальных почв и наносов, отобранных в разные годы у д. Смородинка, п. Абалаково, юго-восточной окраины г. Лесосибирска, на о-ве Городском (г. Енисейск: у переправы через Енисей в д. Епишино и в устье, рис. 1). Значительная часть левобережья Енисея от п. Абалаково до г. Енисейска урбанизирована. На этом участке берег, как правило, высокий и крутой, что исключало возможность накопления и, как следствие, опробования аллювиальных почв в естественном залегании между названными пунктами. Все изученные разрезы почв имели различную мощность, разное содержание органики, но все они были песчаными, сложенными кварцем, полевыми шпатами, слюдами и небольшим количеством темноцветных минералов.

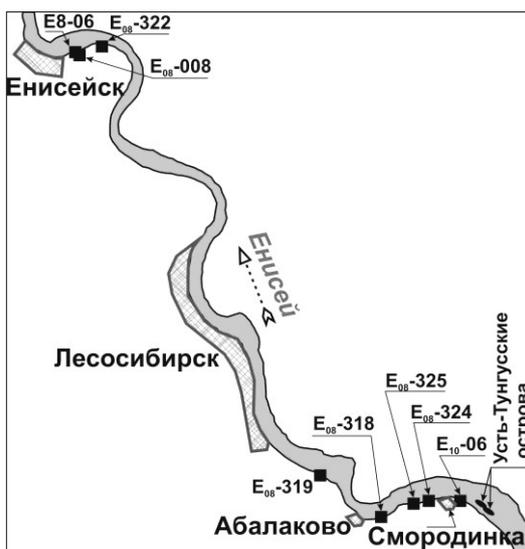


Рис. 1. Схема отбора аллювиальных почв и наносов левобережья Енисея

В таблице 1 приведено распределение радионуклидов в разрезах аллювиальных почв у д. Смородинка. Видно, что ^{137}Cs в заметных количествах обнаруживается только в верхних 20 см почв. Разрезы находятся друг от друга на незначительном расстоянии (не более 1,5 км), но содержания ^{137}Cs в них существенно различаются. Следы ^{60}Co обнаруживаются только в интервале 5-20 см разреза $\text{E}_{08}\text{-324}$. Следует отметить, что разрезы $\text{E}_{08}\text{-324}$ и $\text{E}_{08}\text{-325}$ расположены в затопляемой части поймы, а разрез $\text{E}_{10}\text{-06}$ – на первой береговой террасе. Значительная разница в содержании ^{137}Cs в почвах при схожем минеральном составе, судя по близким значениям удельных активностей ^{40}K и количеству гумуса, указывает на неравномерность поступления техногенных радионуклидов (растворенных и на взвесах), следствием чего является и неравномерность радиоактивного загрязнения этой части левобережья Енисея.

Это же подтверждают данные по содержанию ^{137}Cs в почвах левого берега верхнего Усть-Тунгусского острова [8, 10], отделённого от левого берега Енисея мелководной протокой. Здесь в одном из разрезов (E_{330} , [8]) ^{137}Cs обнаружен в количестве, соизмеримом с почвами у д. Смородинка ($\text{E}_{10}\text{-06}$). В другом разрезе (E_{329}) среднее содержание ^{137}Cs в интервале опробования 5-35 см составляет величину 2108 Бк/кг (табл. 2), а глубже (до 95 см) – десятки и единицы Бк/кг. Это свидетельствует не только о неравномерности пространственного радиоактивного загрязнения левобережья, но и показывает, что формирование последнего происходило в разные периоды времени. Подобная картина особенно характерна для аллювия ближней зоны влияния ГХК [8].

Таблица 1. Содержания ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{40}K (Бк/кг) разрезах почв у д. Смородинка

Интервал	Е10-06 *)			Е08-324			Е08-325		
	^{60}Co	^{137}Cs	^{40}K	^{60}Co	^{137}Cs	^{40}K	^{60}Co	^{137}Cs	^{40}K
0 – 5	- **)	432	474	-	48,4	306	-	4816	497
5 – 10	-	487	491	3,2	40,1	473	-	3202	480
10 – 15	-	490	489	2,5	50,7	483	-	2344	464
15 – 20	-	116	509	2,4	91,5	437	-	427	534
20 – 25	-	19,4	481	-	38,4	489	н.о.	н.о.	н.о.
25 – 30	-	2,6	492	-	-	563	н.о.	н.о.	н.о.
30 – 35	н.о.***)	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.
35 – 40	н.о.	н.о.	н.о.	-	-	510	н.о.	н.о.	н.о.
45 – 80	-	-	483	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.

*) в разрезе Е10-06 радионуклиды (^{137}Cs) определялись до глубины 80 см.

***) здесь и в других таблицах «-» - не обнаружено

****) здесь и в других таблицах «н.о.» - не определялось

Таблица 2. Содержания ^{137}Cs в почвах верхнего Усть-Тунгусского острова, разрез Е329 [5]

Интервал, см	0 – 5	5 – 10	10 – 15	15 – 20	20 – 25	25 – 30	30 – 35	35 – 40	40 – 45	45 – 50	50 – 55	55 – 95
^{137}Cs , Бк/кг	-	1941	1357	1727	2226	3062	2335	129	38	28	11	5,1 (13 – 2)

Разрез почв-наносов у п. Абалаково расположен на заливном лугу в 1 км выше устья р. Галкина и примерно в 600 м от левого берега Енисея в сторону о-ва Безымянного. Разрез изучен по зачистке крутого берега, обращенного к протоке между лугом и островом. Весь луг, особенно в понижениях, а так же по берегам протоки, завален множеством сосновых бревен. Древесные обломки встречаются и в стенке зачистки на глубине 40–50 см. На рисунке 2 представлена литологическая колонка зачистки песчаных почв, которые в низкую воду 2008 года были доступны для изучения до глубины 215 см. Здесь же представлены результаты анализа техногенных радионуклидов и ^{40}K в 31-ой пробе из 42-х отобранных на всю глубину разреза. Видно, что кроме ^{137}Cs в верхней части разреза (до глубины 70 см), присутствуют ^{152}Eu , ^{154}Eu и ^{60}Co , хотя в дерновом слое (0 – 5 см) изотопы Eu не обнаружены. Достаточно равномерное распределение их в этой части разреза указывает на устойчивое поступление радионуклидов за время формирования верхних 70 см разнозернистого песка. Отсутствие или небольшое количество изотопов Eu и ^{60}Co в верхних 15 см разреза при одинаковом минеральном и гранулометрическом составе почв свидетельствует об уменьшении поступления со временем в осадки этих радионуклидов. Очень интересен характер распределения ^{137}Cs по разрезу. В верхних 75 см его содержание колеблется от 193 до 497 Бк/кг (среднее 366 Бк/кг), далее, до глубины 170 см наблюдается резкое двукратное повышение его содержаний от 578 до 934 Бк/кг (среднее 802 Бк/кг), а в интервале 175-215 см его количество еще более возрастает и достигает величин 1003-1614 Бк/кг (среднее 1295 Бк/кг).

Полное отсутствие изотопов Eu и ^{60}Co в разрезе глубже 70 см говорит о непоступлении изотопов Eu и ^{60}Co во время формирования нижней (основной) части разреза, сложенного мелкозернистым песком с небольшим количеством тонких фракций. Это свидетельствует о смене условий осадконакопления после их образования. В верхней части разреза присутствует и гумус, который, как и глинистые минералы, способствует сорбции изотопов Eu и ^{60}Co .

Встает вопрос: где и когда гумус и глинистые минералы верхних частей разреза сорбировали указанные изотопы. Это же касается и ^{137}Cs в нижней части разреза. Если предположить, что сорбция происходит при первом контакте растворенных в воде

радионуклидов с гумусом и слоистыми силикатами, то надо признать, что перенос радионуклидов осуществляется только на взвеси, в том числе на взмученных донных отложениях. И действительно, наши наблюдения [8] и данные других исследователей [9, 11, 12, 22] показывают, что если доля ^{137}Cs , связанная со взвешенными в воде частицами, составляет 20 - 50%, то большинство других радионуклидов переносится преимущественно на взвесах. Исключение составляют ^{51}Cr и ^{24}Na , которые в воде Енисея присутствуют в жидкой фазе. В таблице 3 приведены данные Вакуловского и др. [9], полученные в октябре 2001 г., по содержанию ^{137}Cs , ^{152}Eu и ^{60}Co во взвеси и жидкой (упаренной) фазе сбросных вод ГХК.

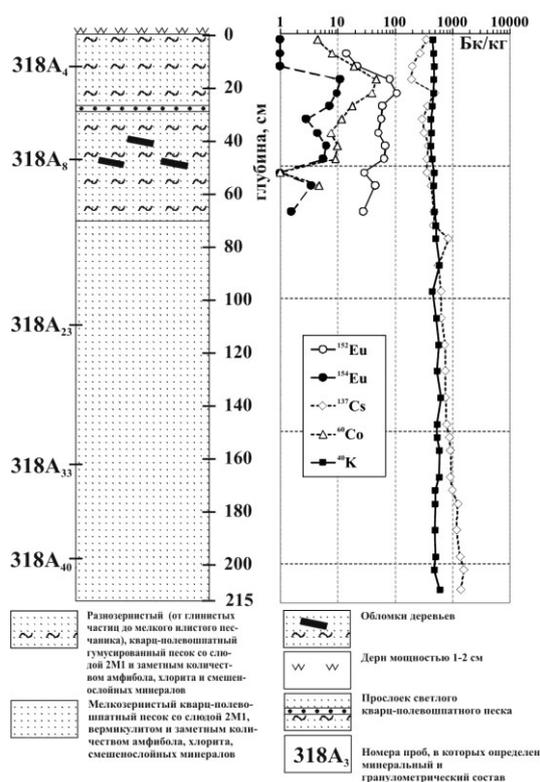


Рис. 2. Литологическая колонка аллювиальных почв-наносов (E₀₈-318) у п. Абалаково и распределение в ней техногенных радионуклидов и ^{40}K

Из данных таблицы следует, что в самом начале пути миграции радионуклидов (на территории комбината) заметная доля интересующих нас изотопов связана со взвесью, тогда как в работе [12] указывается, что доля активности, переносимая взвесью для всех радионуклидов, кроме ^{137}Cs , не превышает 10-15%. Количество ^{137}Cs на взвешенных частицах составляет 20-50% от суммарного в воде.

Таблица 3. Распределение радионуклидов между твердой и жидкой фазой в воде сброса ГХК 5.10.2001 [9]

Радионуклид *)	Активность на взвеси, Бк/л	Активность в жидкой фазе, Бк/л	Активность валовая, Бк/л	Доля на взвеси	%**)
^{137}Cs	0,52	1,9	2,4	0,21	21,6
^{152}Eu	0,09	0,14	0,23	0,39	39,1
^{60}Co	0,57	0,44	1,0	0,57	57,6

*) В работе приведены результаты еще по 18 радионуклидам.

***) В работе [9] % нет).

Несоответствие этих данных возможно связано с разным составом сбросных вод [9] и Енисейской воды, взятой с поверхности [12], а так же со временем их отбора (до и после 1992 года – времени останковки 2-х их 3-х реакторов). Данные приводимые по измерениям 1979 года в районе с. Казачинского и п. Бор [11] показывают, что используемый коэффициент f (отношение активности взвеси к общей активности воды) не меняется для ^{137}Cs на протяжении 600 км и составляет 0,5, тогда как для ^{152}Eu он возрастает от 0,6 до 0,8, а для ^{60}Co падает от 0,93 до 0,6. Из этих данных следует, что и ^{152}Eu , и ^{60}Co мигрируют в воде Енисея в основном на взвеси, а ^{137}Cs поровну как на взвеси, так и в растворенном состоянии. Надо заметить, что данные 1975 г. по Казачинскому для f полностью совпадают с данными 1979 года для всех трех радионуклидов. Из приведенных сведений следует, что глинистые минералы и органика могут сорбировать растворенные в воде радионуклиды не только на месте сброса, но и на значительных расстояниях вниз по течению Енисея по мере поступления слоистых минералов и органики с водосборных площадей и особенно его правобережья. Правобережье характеризуется породами с развитыми на них древними корами выветривания и почвами с большим количеством глинистых минералов [24, 25, 26], поэтому слюды $2M_1$ и смешаннослойные минералы, поступающие в Енисей, кроме глобального ^{137}Cs , который они «получили» на водосборных площадях, могут извлекать его и из воды. Это утверждение кажется справедливым особенно в отдельные годы (высокие паводки), когда сброс радионуклидов мог быть высоким, судя по накопленным их количествам в высокой пойме [15, 16].

Остаются пока неясными причины локального обогащения радиоцезием схожих по гранулометрическому и минеральному составу аллювиальных образований (песков), а также обогащение самой крупной ($> 0,25$ мм) и самой мелкой ($< 0,02$ мм) фракций, как это наблюдается в разнозернистых песках п. Абалаково. Относительно указанных гранулометрических фракций можно предположить наличие в них значительного, по сравнению с другими фракциями, количества слюдистых слоистых алюмосиликатов - минералов-концентраторов радионуклидов. Локальность же загрязнения аллювиальных песков, когда соседние их участки сильно разнятся по содержанию радионуклидов, можно объяснить только гидрологическими факторами. Наличие тихого, с завихрениями течения, наблюдающегося здесь, приводит к дополнительной сорбции растворенных в воде радионуклидов, в том числе и ^{137}Cs , слоистыми алюмосиликатами. Поэтому логично принять схему переноса значительного количества ^{137}Cs в растворенном виде, и участия последнего в формировании загрязнения нижних слоев разреза почв у п. Абалаково согласно вышеназванному процессу.

Полевые исследования позволили в монотонной толще мелкозернистых песков общей мощностью в 215 см выделить границу на глубине 70 см, разделяющую верхнюю, гумусированную (~3% гумуса) и нижнюю, лишенную гумуса, части разреза. Лабораторное изучение гранулометрического состава некоторых образцов подтверждает справедливость деления разреза на две части. В таблице 4 представлены данные о распределении частиц по 4 классам размерностей слагающих их зерен для пяти проб песка.

Выбранные для гранулометрического анализа пробы характеризуют весь разрез. Данные таблицы 4 показывают, что для верхней части (до 70 см) разреза (пробы $E_{08-318A_4}$ и $E_{08-318A_8}$) характерно доминирование зерен размером в < 100 μm (71 и 66,7% соответственно). Пески же нижней части (пробы $E_{08-318A_{23}}$, $E_{08-318A_{33}}$ и $E_{08-318A_{40}}$) сложены в основном зернами размером 100 – 300 μm (87,2, 85,4 и 83,6 % соответственно). Величина параметра $D_{90\%}$ говорит о том, что средний размер частиц нижней части разреза заметно выше, чем в верхней. Таким образом, в нижней части разреза мы имеем дело с более сортированным, в основном тонким песком, а в верхней - с менее сортированным, содержащим много илистых и глинистых частиц.

Таблица 4. Размер частиц D (μm) в разрезе E₀₈₋₃₁₈ почв-наносов (песков) у п. Абалаково (%)

№№ проб	Интервал, см	0,5 – 10	10 – 50	50 – 100	Σ 0,5 – 100	Σ 100 – 300	D _{90%} ^{*)}
E _{08-318A₄}	20 – 25	13,2	35	23,6	71	27,8	170,5
E _{08-318A₈}	40 – 45	11,8	31	24,5	66,7	32,9	182,8
E _{08-318A₂₃}	115 – 120	3,7	2,7	4	9,3	87,2	262,0
E _{08-318A₃₃}	165 – 170	4,2	2,7	7,2	13,1	85,4	236,5
E _{08-318A₄₀}	200 – 205	4,8	3,2	7,2	14,1	83,6	242,9

^{*)} величина размера частиц, удовлетворяющая условию: 90% частиц в пробе имеют размер от 0,5 до D_{90%} микрон.

Все пробы, в которых определялся гранулометрический состав, были изучены рентгенографически. Кроме основных фаз (кварца и плазиоклаза) по всему разрезу обнаружены примеси: КПШ, амфибол, следы доломита, сидерита. Из глинистой составляющей (слоистые минералы) во всех пробах присутствуют при разных количественных соотношениях: слюда 2M₁, Mg-Fe хлорит, иногда вермикулит и смешанослойные минералы — иллит-сметтит, хлорит-сметтит со следами каолинита. При этом слюда 2M₁ и хлорит доминируют, поэтому охарактеризованное распределение радионуклидов в разрезе (присутствие ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu и ⁶⁰Co только в верхних 70 см разреза и ступенчатое увеличение вниз концентраций ¹³⁷Cs) показывает, казалось бы, на отсутствие связи содержаний ¹³⁷Cs с гранулометрическим и минеральным составом песков. Действительно, детальное изучение пробы, отобранной на глубине 105-200 см (E_{08-318A₃₉}), из которой путем мокрого просеивания и отмучивания были выделены 4-е гранулометрические фракции (без органики), свидетельствует, что наиболее обогащены ¹³⁷Cs самая крупная (> 0,25 мм, 30087 Бк/кг) и самая мелкая (< 0,02 мм, 22266 Бк/кг) фракции (таблица 5).

Анализ данных таблицы позволяет говорить о том, что основным носителем ¹³⁷Cs в песках являются фракции 0,25 – 0,16 мм и 0,16 – 0,02 мм из-за доминирующего веса в пробе, а фракции >0,25 мм и <0,02 мм - его концентраторами. Из фракции >0,25 мм под бинокляром были отобраны вермикулит + мусковит с соотношением 4 к 1 и биотит. Их анализ показал, что основным концентратором ¹³⁷Cs во фракции >0,25 является вермикулит + мусковит. Биотит содержит его в 4 раза меньше (табл. 6).

Таблица 5. Распределение ¹³⁷Cs по гранулометрическим фракциям пробы E08-318 A₃₉

Фракции	Вес, г	Активность, Бк	Удельная активность, Бк/кг	% по весу	% по активности
> 0,25 мм	1,15	34,6	30087	0,32	6,54
> 0,25 мм, органика*	0,18	0,84	4667	0,05	0,16
0,25 – 0,16 мм	227,3	264,9	1165	62,3	50,05
0,16 – 0,02 мм	134,2	172,1	1282	36,78	32,52
< 0,02 мм	2,03	45,2	22266	0,56	8,54
Раствор**		1,23		< 0,01	0,23
Озоленный фильтр***		10,4		< 0,01	1,96
ВСЕГО	364,86	524,29	1450	100	100

* обломки гумусированной древесины

** отфильтрованная вода, полученная при мокром просеивании и отмучивании

*** вещество, оставшееся на фильтре

Причиной различия в степени концентрирования ¹³⁷Cs во фракциях является состав и количественные соотношения глинистых (слоистых) минералов. Так, во фракциях-концентраторах доминируют хлорит, вермикулит, сметтит и слюда с четко выраженными интенсивными рефлексамии. Во фракции 0,25 – 0,16 мм количество их значительно

меньше. Можно допустить, что количество глинистых минералов и их качественный состав являются, наряду с присутствием растворенного в воде ^{137}Cs , основными факторами концентрирования ^{137}Cs в песках. Известно [21], что слоистые силикаты, обладающие плотнейшей упаковкой атомов внутри пакетов и рыхлостью в укладке пакетов, нейтрализуя свои нескомпенсированные отрицательные заряды, способны поглощать-адсорбировать на своих поверхностях и межплоскостных пространствах катионы щелочных и щелочноземельных металлов, в том числе Cs. Являясь техногенным изотопом стабильного Cs, ^{137}Cs обладает большей энергией поглощения или обмена, чем Na и K, и меньшей энергией гидратации, что приводит к замещению в слоистых силикатах калия на Cs в межпакетных пространствах [21, 22]. Кроме того, часть ^{137}Cs может удерживаться на внешних оборванных торцах пакетов, несущих нескомпенсированные заряды, что особенно важно для тонких (<0,02 мм) глинистых фракций. Хотя полной аналогии в поведении радиоизотопов и их стабильных изотопов не существует [23].

Таблица 6. Содержание ^{137}Cs в слоистых силикатах пробы E08-318 A₃₉ (фракция >0,25 мм)

Минерал	Вес, г	Активность, Бк	Удельная активность, Бк/кг
Биотит	0,0058	0,11	19584
Вермикулит 80% + мусковит 20 %	0,0430	3,62	84200

Следующими изученными участками левобережья Енисея являются супесчаные почвы пойменной террасы юго-восточнее г. Лесосибирск. Почвы слагают участки поймы, поросшие тальником и травянистой растительностью, и имеют массивную текстуру и окраску от темно-серой до светло-желтой. Данные по распределению в ней радионуклидов приведены в таблице 7. Видно, что почвы в этом месте левобережья содержат ^{137}Cs и ^{60}Co в значительно меньших количествах, чем в районе п. Абалаково. Верхние 10 см почв здесь обогащены ^{137}Cs , и ^{60}Co по сравнению с нижними слоями. Почвы характеризуются, в отличие от п. Абалаково, полным отсутствием изотопов Eu. Следует отметить, что содержание ^{137}Cs в этих почвах существенно превосходит глобальный фон, установленный выше сброса ГХК (у с. Шивера) [8].

Таблица 7. Содержания ^{137}Cs , ^{60}Co и $^{40}\text{K}^*$ в супесчаных почвах юго-восточнее г. Лесосибирска, Бк/кг.

Номер пробы	Интервал, см	^{137}Cs	^{60}Co	^{40}K
E ₀₈ -319/1	0-5	94,5	8,9	414
E ₀₈ -319/2	5-10	93,9	29,0	428
E ₀₈ -319/3	10-15	57,5	11,4	547
E ₀₈ -319/4	15-20	52,5	5,8	469
E ₀₈ -319/5	20-25	54,8	8,7	517

*) Других γ -излучающих радионуклидов не обнаружено.

Далее вниз по течению Енисея доступным для опробования оказались лишь почвы на восточной окраине г. Енисейска у переправы в д. Епишино. Здесь серые песчаные почвы содержат гумусированные слои и слои белого песка. Они образуют небольшие полянки среди кустарников. Почвы имеют самые низкие на левобережье Енисея содержания ^{137}Cs и ^{60}Co (табл. 8). Причем нижние 10 см разреза почв содержат больше ^{137}Cs и ^{60}Co , что прямо противоположно разрезу у г. Лесосибирск.

Таблица 8. Содержание ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{40}K в песчаных почвах юго-восточной окраины г. Енисейска у переправы в д. Епишино, Бк/кг

Номер пробы	Интервал, см	^{137}Cs	^{60}Co	^{40}K
E ₀₈ -322/1	0-5	33,4	6,5	507
E ₀₈ -322/2	5-10	18,6	1,8	485
E ₀₈ -322/3	10-15	26,8	4,1	506
E ₀₈ -322/4	15-20	40,3	4,9	508
E ₀₈ -322/5	20-25	41,3	7,0	511

Участком левобережья с аномально высоким содержанием ^{137}Cs является ухвостье о-ва Городского и его левобережье у г. Енисейск. Здесь большие содержания ^{137}Cs приурочены к активному слою 10–20 см мощности, залегающему на разной глубине в ухвостье и левобережье. При этом активный слой с глубины 85–105 см в центре ухвостья (т. E23) выходит у берега Енисея на поверхность (точки E24, E25) [8]. Монолит этого слоя, отобранный в шурфе с интервала 100 – 105 см, в лабораторных условиях был разделён на 11 слоев толщиной от 3–4 до 8 мм по их естественной границе, представленной тонкими (доли мм – 1 мм) прослойками тонкозернистого песка [8]. В каждом из этих слоев измерено содержание ^{137}Cs , ^{152}Eu и ^{60}Co . Результаты замеров в пересчёте на 2008 год приведены в таблице 9.

Таблица 9. Содержание радионуклидов в слоях «активного» горизонта на о. Городской, интервал 100 – 105 см [8].

№№ пробы	Удельная активность, Бк/кг*		
	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu
A21-1	37626	4,3	40,7
A21-2	36194	6,7	73,7
A21-3	13384	2,4	19,2
A21-4	13683	4,3	22,2
A21-5	15746	1,6	25,7
A21-6	9727	2,1	9
A21-7	8827	0,8	4,6
A21-8	4385	1,6	13,7
A21-8a	11437	0,5	22,2
A21-8б	11929	3,2	35,9
A21-8в	7872	2,1	16,2

* данные 1998 г. [8] пересчитаны на 2008 г.

Из таблицы видно, что в 5-сантиметровом интервале активного слоя наиболее обогащены ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{152}Eu верхние два слоя из 11. Они содержат в среднем 36910, 5,5 и 57,2 Бк/кг указанных изотопов соответственно. Активный слой залегаёт на зеленовато-сером мелкозернистом песке с низкими содержаниями техногенных радионуклидов (^{137}Cs - 105; ^{60}Co - 0 и ^{152}Eu - 5,1 Бк/кг). Сверху он перекрывается сложно построенной песчано-глинистой пачкой аллювия с обломками коры деревьев и бурыми минеральными прожилками в верхней 30-сантиметровой части. С поверхности до глубины 85 см наблюдается постепенное увеличение содержания ^{137}Cs с 79,7 до 659 Бк/кг.

^{60}Co и ^{152}Eu ведут себя аналогично ^{137}Cs , но только до глубины 35 см, а затем их количество падает до единиц Бк/кг и только в активном слое повышается до десятков Бк/кг. Активный слой содержит по данным термического анализа гидрослюда, хлорит и немного других глинистых минералов. Количество в нем органического вещества типа лигнина небольшой степени гумификации, судя по ТГ-кривой, составляет 7–8 %. Присутствие органики придает суглинистому материалу слоя темно-серый цвет, в отличие от разделяющего выделенные 11 слоев светлого кварц-полевошпатного песка.

Попытка повторного вскрытия активного слоя в точке, где он был обнаружен в 1997 году (т. E23, [8]) в 2006 году ни к чему не привела из-за большой глубины залегания и обводненности на глубине ~ 100 см, а разрезы аллювиальных почв, изученные в 2006 и 2008 годах в точках E08-06 и E₀₈-008, соответственно, расположены в устье острова в 10–15 метрах от бичевника основного русла Енисея, приблизительно в точках E24 и E25 [8]. Результаты определения техногенных радионуклидов в них приведены в таблице 10.

Таблица 10. Содержание радионуклидов в почвах устья о-ва Городского, Бк/кг

Интервал, см	E08-06*			E ₀₈ -008**		
	№№ пробы	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	№№ пробы	^{137}Cs
0 – 5	E08-06 A ₁	750	2,1	10,6	E ₀₈ -008Д	502
5 – 10	E08-06 A ₂	3521	4,7	23,5	E ₀₈ -008A ₁	1930
10 – 15	E08-06 A ₃	11141	-	-	E ₀₈ -008A ₂	6281
15 – 20	E08-06 A ₄	246,4	-	-	E ₀₈ -008A ₃	9529
20 – 25	E08-06 A ₅	207	-	-	E ₀₈ -008A ₄	11772
25 – 30	E08-06 A ₆	15,7	-	-	E ₀₈ -008A ₅	221
30 – 35	E08-06 A ₇	14,4	-	-		
35 – 40	E08-06 A ₈	33,8	-	-		
40 – 45	E08-06 A ₉	37	-	-		
45 – 50	E08-06 A ₁₀	15,6	-	-		

* результаты даны в пересчете на 2008 г.

** пробы отобраны и проанализированы в 2008 г.

Сравнение характера распределения ^{137}Cs в точках E08-06 и E₀₈-008 с данными 1997 года [8] показывает, что активный слой имеет разную мощность и залегает на разной глубине, покоясь на зеленовато-сером мелкозернистом песке с низким содержанием ^{137}Cs . Таким образом, можно говорить об увеличении глубины залегания активного слоя в центре устья за счет перекрытия наносами аллювиального песка.

Заключение

Слияние рек Енисея и Ангары, обладающей большим в 1,4 раза стоком в районе стрелки, приводит к отжатию радиоактивных вод Енисея к левому берегу. Вдоль левого берега в силу этого формируется течение с меньшей скоростью, чем у правого. Как следствие, здесь проявляется большее радиоактивное загрязнение и мощное накопление аллювия [3, 8]. Сильное загрязнение аллювия связано пространственно не только с местами медленного течения, но и его завихрениями, где наряду с песчанистыми частицами (кварц, плагиоклазы, КППШ и др. минералы) оседают, хотя и медленнее, чем в других местах слоистые алюмосиликатные минералы (различные слюды и смешаннослойные агрегаты). Медленное их осаждение обуславливает дополнительную сорбцию растворенного в воде ^{137}Cs , в том числе и слюдыстыми частицами, которых больше всего во фракциях <0,02 и >0,25 мм. Этим и объясняется, по нашему мнению, мозаичность радиоактивного загрязнения при близком гранулометрическом и минеральном составе аллювия.

В самом деле мы наблюдаем песчанистые почвы (наносы) у п. Абалаково (Е₀₈-318) с содержанием ¹³⁷Cs в нижних горизонтах (на глубине более 2 м) до 1614 Бк/кг, что соответствует большой плотности загрязнения (около 60 Ки/км²), тогда как в нескольких километрах на восток (на западной окраине д. Смородинки) в точке Е₀₈-324 содержание ¹³⁷Cs в среднем составляет 54 Бк/кг (38,4 – 91,5 Бк/кг), а в 500 метрах на запад от точки Е₀₈-324, в точке Е₀₈-325 в верхних 15 сантиметрах почвы ¹³⁷Cs обнаруживается на уровне 3454 Бк/кг. Если учесть, что А.В. Тимофеев [3] в 1994 году выявил у д. Смородинка высокие удельные активности ¹³⁷Cs, то станет ясно, что наше утверждение о мозаичном пространственном и вертикальном загрязнении песчаных аллювиальных почв ¹³⁷Cs и другими радионуклидами связано не только с паводками, но и с гидрологическими факторами. Если в ближней зоне влияния ГХК вертикальные и пространственные неоднородности связаны, в основном, с нерегулярным поступлением в воду Енисея радионуклидов с комбината, то после слияние с Ангарой большее значение имеют скорость течения воды и завихрения в ее потоке.

Литература

1. Контарович Р.С. Федоткин А.Ф. Керцман В.М. Аэрогаммаспектрометрическая съемка долины реки Енисей // ГНПП «Аэрофизика» Мингео РФ: Отчет по теме «Атлас росгидромета, 1993, 210 с.
2. Квасникова Е.В., Керцман В.М., Назаров И.М. и др. Исследование долины и водосбора р. Енисей аэро-гамма-спектральным методом. // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. СПб. : Гидрометеиздат, 2000. с. 549-554.
3. Тимофеев В.А. Техногенное радиоактивное загрязнение аллювиальных отложений Енисея. // Сборник докладов II Международной радиозологической конференции. Красноярск, 1995. с. 165-171.
4. Тимофеев В.А. Проблемы радиоактивного загрязнения бассейна реки Енисей. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Томск, 1996, с. 267-277.
5. Vakulovsky S.M., Kryshev I.I., Nikitina A.I. et al. Radioactive contamination of the Yenisey River. // Journal of Environmental Radioactivity, 1995. vol. 29, p. 225-236.
6. Государственный водный кадастр. Т. 16. Ангаро-Енисейский район. Вып.1. Енисей; вып.2. Ангара. Л.: Гидрометеиздат, 1978.
7. Енисей [Электронный ресурс] Википедия: [URL:http://ru.wikipedia.org/wiki/Енисей](http://ru.wikipedia.org/wiki/Енисей).
8. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Белолипецкий В.М. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей // Новосибирск: изд-во СО РАН. Филиал «Гео», 2004. – 286 с.
9. Вакуловский С.М., Тертышник Э.Г., Бородин Т.С., Искра А.А. Техногенные радионуклиды в реке Енисей. // Труды международной конференции «радиоактивность после ядерных взрывов и аварий». Санкт-Петербург, Гидрометеиздат, 2006, с. 294-299.
10. Носов А.В., Мартынова А.М. Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК. // Атом. Энергия, 1996. т.81. вып. 3, с. 226-232.
11. Тертышник Э.Г. Загрязнение радионуклидами р. Енисей в 1972 – 2001 г.г. // Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата географических наук. Обнинск, 2007, 23 с.
12. Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М. Радиоактивное загрязнение р. Енисей, обусловленное сбросами Красноярского горно-химического комбината. // Атом. энергия, 1993. т. 74, вып.2, с. 144-150.
13. Кузнецов Ю.В., Легин В.К., Струков В.Н., Новиков А.П., Горяченкова Т.А., Шишлов А.Е., Савицкий Ю.В. Трансурановые элементы в пойменных отложениях реки Енисей. // Радиохимия. Т. 42, №5, 2000 г.

14. Носов А.В. Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея. // Метеорология и гидрология, 1997. № 12, с. 84-91.
15. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. Москва, 2008, 40 с.
16. Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н. и др. Литолого-геоморфологические особенности распределения техногенных радионуклидов в пойменных ландшафтах Енисея. // Геология и геофизика, 2004. т. 45, № 10, с 1220-1234.
17. Гритченко З.Г., Кузнецов Ю.В., Легин В.Н. и др. «Горячие» частицы 2-го рода в пойменных почвах реки Енисей. // Радиохимия, 2001. т.43, №8, с. 563-565
18. Рентгенография основных пороодообразующих минералов (слоистые и каркасные силикаты). Под ред. В.А. Франк – Каменецкого. Л: Недра, 1983, 359 с.
19. Solotchin P.A., Sklyarov E.V., Kolmogorov Y.P., Shaporenko A.D., X-ray fluorescent analysis of carbonate sediments from small lakes (Baikal region) for determination of paleoclimatic markers // Digest reports of the XVII International Synchrotron Radiation Conference SR-2008, Novosibirsk, 2008, p. 6-9.
20. Методы изучения осадочных пород. Госгеолтехиздат, Москва, 1957, том 1, 611 с.
21. Лебедев В.И. Основы энергетического анализа геохимических процессов. // Изд. Ленинградского Университета, 1957, 342 с. (стр. 311)
22. Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А. Легин В.К., Раков Н.А., Жидков В.В., Савицкий Ю.В., Тишков В.П. Поспелов Ю.Н., Егоров Ю.М. К оценке вклада реки Енисей в общую радиоактивную загрязненность карского моря. //радиохимия, т.36, вып. 6, 1994 г.
23. Мясоедов Б.Ф., Новиков А.П., Павлоцкая Ф.И. Комплексные геохимические исследования поведения радионуклидов в водных и наземных экосистемах ближней зоны воздействия ПО «Маяк». Методология, объекты и методы исследования // Радиохимия, 1998, т. 40, №5, с. 447-452.
24. Боголепов К.В. Мезозойские и третичные отложения восточной окраины Западно-Сибирской низменности и Енисейского кряжа. М. Госгеолтехиздат, 1961, 151 с.
25. Цыкин Р.А. Мезозойские и кайнозойские коры выветривания Красноярского края в кн. Коры выветривания и бокситы Сибири и Дальнего востока. Новосибирск, 1967. с 112-119.
26. Сухоруков Ф.В., Щербов Б.Л. Бор и бериллий в корях выветривания Красноярского края. В сборнике научных трудов ИГиГ СО РАН «Геохимия рудных элементов в процессах выветривания, осадконакопления и катагенеза». Новосибирск, 1979, с 57-92.

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ПЕРЕНОСА ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ТРОФИЧЕСКИХ СЕТЯХ Р. ЕНИСЕЙ

*Е.А. Трофимова, Т.А. Зотина, А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, г. Красноярск*

Река Енисей загрязнена техногенными радионуклидами в результате работы Горно-химического комбината (ГХК) Росатома. Техногенные радионуклиды зарегистрированы во всех компонентах экосистемы, включая биоту (Bolsunovsky, Bondareva, 2007; Bolsunovsky, 2010; Зотина и др., 2010; 2012; Zotina et al., 2011). Между компонентами трофических сетей происходит постоянный перенос вещества а, следовательно, возможна миграция радионуклидов от одного трофического уровня к другому. В данной работе оценивались коэффициенты переноса радионуклидов между звеньями трофических цепей на основе удельных активностей радионуклидов в биомассе биоты, обитающей в зоне радиационного загрязнения реки р. Енисей.

Представителей трофических сетей р. Енисей отбирали на участке, расположенном на расстоянии 5-10 км от ГХК, в 2009 и 2010 гг. Из ихтиофауны Енисея для исследования использовали хищных рыб: щуку (*Esox lucius* L.) и налима (*Lota lota* L.), и рыб-бентофагов: ельца (*Leuciscus leuciscus baicalensis* Dyb.) и хариуса (*Thymallus arcticus* P.). Для одной пробы было использовано по 6-11 экз. ельцов и хариусов. Полная длина одной особи хариуса составляла 124 – 295 мм, ельца – 160 – 122 мм, щуки – 509 мм, налима – 350 мм. Сырая масса хариуса составляла 42 – 348 г, ельца - 46- 93 г, щуки – 1054 г, налима – 620 г. Возраст хариусов составлял 2+, ельцов – 3+, щуки и налима - 4+ г. Из представителей зообентоса использовали бокоплавов (*Philolimnogammarus viridis* Dyb. и *Ph.cyaneus* Dyb.). Из представителей макрофитов использовали водный мох (*Fontinalis antipyretica* Hedw). Водный мох является средой обитания бокоплава, который может питаться эпифитными микроорганизмами, населяющими мох, а так же самим мхом (Kalacheva et al., 2011).

Рыб разделяли на органы и ткани (головы, жабры, кожу с чешуей, плавники со скелетом конечностей, мышцы, осевой скелет и мышечные кости, внутренние органы). Пробы готовили как описано нами ранее (Зотина и др., 2010, 2011). Активность радионуклидов в пробах измеряли на гамма-спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США). Значения активности корректировали на дату отбора проб. Коэффициенты перехода (КП) радионуклидов из пищевых объектов в мышцы и тела рыб рассчитывали как отношение удельной активности радионуклида в сырой массе консумента (бокоплава или рыбы) к активности в сырой массе кормового объекта.

Во всех пробах биоты зарегистрирован природный радионуклид ^{40}K , который имел наибольшую удельную активность, по сравнению с техногенными гамма-излучающими радионуклидами. В биомассе водного мха перечень техногенных радионуклидов был самым большим. В частности отмечены относительно короткоживущие изотопы техногенного происхождения ^{24}Na , ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{131}I , ^{239}Np , а также относительно долгоживущие изотопы ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{152}Eu (Zotina et al., 2010). В пробах бокоплавов регистрировались радиоактивные изотопы кобальта, цинка и цезия. Наиболее значительная удельная активность принадлежала цинку. В телах исследованных видов рыб зарегистрированы такие техногенные радионуклиды как ^{65}Zn , ^{60}Co и ^{137}Cs . Изотопы ^{65}Zn и ^{137}Cs зарегистрированы не только в покровных тканях, но и в костях и мышцах рыб, что может свидетельствовать о трофическом пути поступления этих техногенных радионуклидов в организм рыб.

Измеренные нами удельные активности в пробах биоты были использованы для расчета КП радионуклидов между компонентами трех трофических уровней. Согласно принятой в гидробиологии терминологии, в случае, когда величина КП превышает единицу, можно говорить о накоплении радионуклида консументом, если величина КП меньше единицы, накопления радионуклида не происходит.

Наше исследование показало, что эффективность переноса радионуклидов между компонентами разных уровней трофической сети р. Енисей значительно отличается. Эффективный трофический перенос из водного мха в зообентос (тела бокоплава) возможен для ^{65}Zn (КП=2.6-10.8), в то время как величины КП ^{40}K , ^{60}Co и ^{137}Cs не превысили единицы (Рис. 1). Величины КП природных изотопов висмута и свинца превышали единицу в 1.3-2.3 раза и в 1.2-1.3 раза соответственно, что также свидетельствует о возможности накопления этих радионуклидов бокоплавами из биомассы мха.

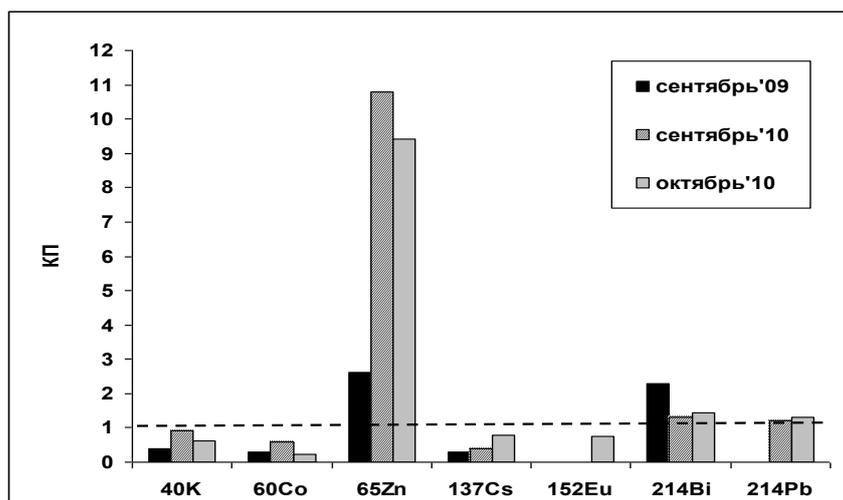


Рис. 1. Коэффициенты перехода радионуклидов в биомассу бокоплавов из водного мха, рассчитанные для проб, отобранных в сентябре и октябре 2009 и 2010 гг.

Эффективность перехода радионуклидов из биомассы бокоплавов в тела и мышцы рыб-бентофагов была рассчитана для проб, отобранных в осенний период, когда бокоплав доминирует в спектре питания хариуса (Зуев и др., 2011). Между этими трофическими уровнями возможен эффективный перенос только природного изотопа ^{40}K (КП=1.6-3) (Рис. 2), что согласуется с данными, полученными для стабильного калия (Анищенко и др., 2009). Изотопы цинка и цезия в этой трофической паре не накапливаются. Величины КП техногенных радионуклидов из биомассы бокоплавов в тела и мышцы хариусов и ельцов были меньше единицы, находясь в диапазоне 0.2 – 0.6 для ^{65}Zn и 0.2 – 0.4 для ^{137}Cs . Следовательно, между трофическими уровнями зообентос – рыбы-бентофаги не происходит эффективного переноса техногенных радиоизотопов цинка и цезия.

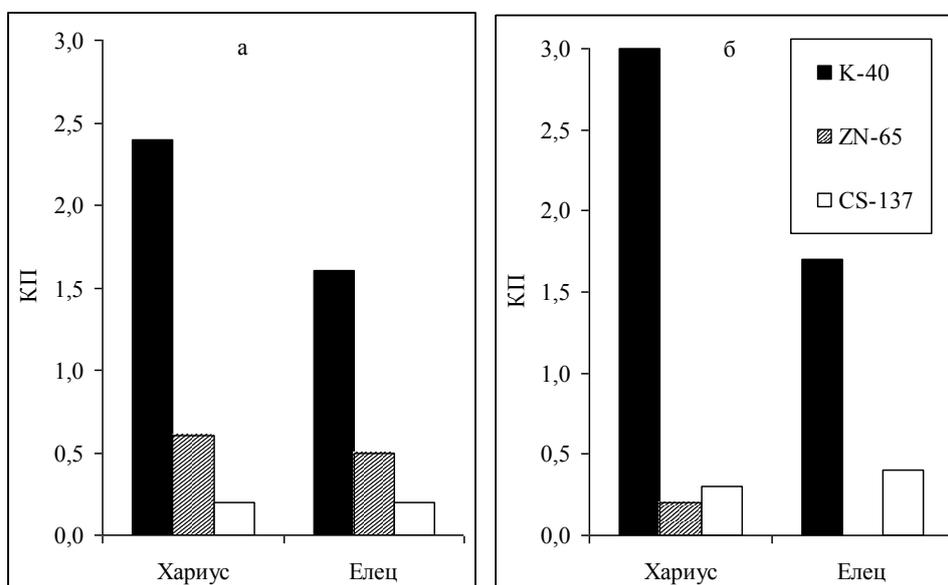


Рис.2. Коэффициенты переноса радионуклидов из зообентоса в тела (а) и мышцы (б) ельца и хариуса

Для оценки эффективности переноса радионуклидов к рыбам-ихтиофагам были рассчитаны КП в трофических парах тело хариуса или ельца – мышцы щуки или налима (рис. 3). Выявились значительные видовые отличия в накоплении радионуклидов рыбами-ихтиофагами из рыб-бентофагов. Величины КП ^{40}K в этих трофических парах

варьировали от 0.8 до 1.3. Величина КП ^{60}Co из тел ельца в мышцы налима составила 1.6, следовательно, этот радионуклид может накапливаться в мышцах налима из тел ельца. Величины КП ^{137}Cs из рыб-бентофагов в мышцы налима были близки к единице (0.8 и 1.1), а в мышцы щуки составили 2.1 и 2.9 (рис. 3). На основе полученных результатов можно говорить о возможном накоплении ^{137}Cs из биомассы рыб-бентофагов (ельца и хариуса) рыбами-ихтиофагами (налимом и щукой) р. Енисей, что согласуется с данными других авторов (Рябов, 2004; Зарубин и др., 2009), полученными для водоемов зоны отчуждения ЧАЭС.

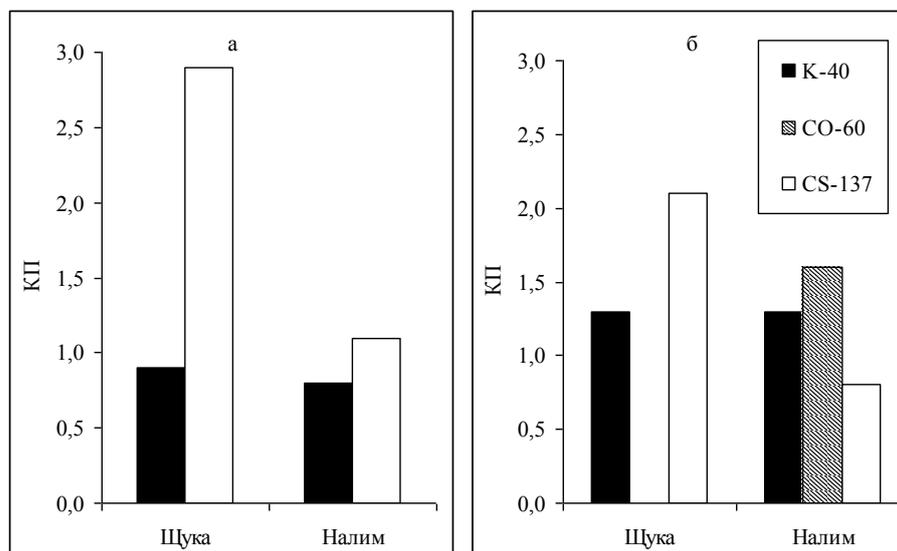


Рис.3. Коэффициенты переноса радионуклидов из тел рыб-бентофагов хариуса (а) и ельца (б) в мышцы рыб-ихтиофагов налима и щуки

Таким образом, наши оценки показали, что техногенные радиоизотопы цезия и кобальта, могут накапливаться в мышцах хищных рыб р. Енисей щуки и налима из пищи. Как известно, цезий-137 и кобальт-60 регистрируются в верхних слоях донных отложений р. Енисей (Bolsunovsky, 2010). Можно предположить, что донные отложения могут оставаться источником этих радионуклидов для рыб р. Енисей и после прекращения работы реакторного производства на ГХК.

Литература

1. Анищенко О.В., Гладышев М.И., Кравчук Е.С., Сущик Н.Н., Грибовская И.В. Распределение и миграция металлов в трофических цепях экосистемы реки Енисей в районе г. Красноярска. Водные ресурсы. 2009. 36 (5): 623 – 632.
2. Зарубин О.Л., Малюк И.А., Костюк В.А. Особенности содержания ^{137}Cs у различных видов рыб Каневского водохранилища на современном этапе. Гидробиол. журнал. 2009. 45 (5): 110 – 116.
3. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Каглян А.Е., Болсуновский А.Я, Гудков Д.И. Распределение техногенных радионуклидов из р. Енисей (Россия) и водоёмов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС (Украина). Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. 2010. 1 (12): 91 – 94.
4. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Болсуновский А.Я. Радионуклиды в хариусе сибирском на радиационно-загрязненном участке среднего течения р. Енисей. Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. (принята к печати)
5. Зуев И.В., Семенова Е.М., Шулепина С.П., Резник К.А., Трофимова Е.А., Шадрин Е.Н., Зотина Т.А. Питание хариуса *Tymallus sp.* в среднем течении р. Енисей. J. Sib. Fed. Uni. Biol. 2011. 4 (3): 281 - 292.

6. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на чернобыльской АЭС. М: товарищество научных изданий КМК, 2004, 215 с.
7. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River. Chemistry and Ecology. 2010. 26 (10): 401-409.
8. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. J. Alloy. Compd. 2007. 444 – 445: 495 – 499.
9. Kalacheva G.S., Gladyshev M.I., Suschik N.N., Makhutova O.N. Water moss as a food item of the zoobenthos in the Yenisei River. Cent. Eur. J. Biol. 2011. 6 (2): 236 – 245.
10. Zotina T.A., Trofimova E.A., Bolsunovsky A.Ya. 2011. Artificial radionuclides in fish fauna of the Yenisei River in the vicinity of the Mining-and-Chemical Combine (Siberia, Russia). Radioprotection 46(6): S75-S78.

МОДЕЛЬ МИГРАЦИИ ^{137}CS В АГРАРНОМ ЛАНДШАФТЕ, РАСПОЛОЖЕННОМ В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ ГХК

А.С. Федотова,

Красноярский государственный аграрный университет, г. Красноярск

Проблема изучения миграции радионуклидов и контроля радиоактивного загрязнения биосферы привлекает внимание не только радиоэкологов, но и органов государственной власти и широких кругов населения. Особую актуальность проблемы радиоэкологии приобрели после крупных радиационных аварий с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду (авария на Южном Урале в 1957 г. и аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г.), а так же в результате проведения массовых испытаний ядерного оружия (1949-1965 гг.) на Семипалатинском полигоне. В результате атмосфера, гидросфера и литосфера насытилась долгоживущими техногенными радионуклидами. Техногенные радионуклиды, мигрируя по цепочке: почва – растения – сельскохозяйственные животные – продукция животноводства, депонируются в органах и тканях животных, подвергают хроническому облучению косный мозг, органы воспроизводства, а также вызывают развитие иммунодепрессивных состояний. Это приводит не только к снижению продуктивности животных, но и вызывает опасения радиационной безопасности продукции животноводства.

Территории, где произошли крупные аварии на предприятиях ядерно-промышленного комплекса или были проведены испытания ядерного оружия, детально изучены специалистами различных отраслей наук. В результате установлены закономерности миграции техногенных радионуклидов по трофическим цепям с учетом территориальных особенностей [1-8].

На данный момент особый интерес представляют ситуации рассмотрения миграции радионуклидов в «горячих» радиоэкологических районах или в агроэкосистемах, находящихся в непосредственной близости к площадкам АЭС и другим предприятиям ядерно-топливного цикла.

На территории Российской Федерации есть ряд регионов с радиационной обстановкой, вызывающей беспокойство у населения и лиц, принимающих решения. Причиной этого является многолетняя деятельность предприятий военно-промышленного комплекса. С учётом этого, на территории субъектов РФ осуществляются планомерные исследования радиационной обстановки. Объектом исследования при этом является человек и окружающая его среда. При радиационном мониторинге сельскохозяйственного производства оцениваются удельные активности природных и техногенных радионуклидов лишь в продукции животноводства и растениеводства.

К числу таких территорий относятся и центральные районы Красноярского края, где около полувека функционируют предприятия бывшего военного ядерно-

промышленного комплекса страны. Одно из них – ФГУП «Горно-химический комбинат» (ФГУП «ГХК»), относящийся к числу предприятий первой категории потенциальной радиационной опасности, для него установлена зона наблюдения протяжённостью 1 000 км. Кроме того, в центральных районах края выявлены многочисленные радиоактивные аномалии природного происхождения. Как следует из «Геологического атласа России», центральные районы Красноярского края относятся к «опасным площадям». В тоже время, именно эти районы края относятся к числу ведущих аграрных регионов страны.

Систематическое изучение и независимый контроль радиационной обстановки в зоне наблюдения ГХК начались с конца 80-х годов. К середине 90-х годов в пойме Енисея в пределах зоны наблюдения, было выявлено более 150 участков с аномально высоким уровнем радиоактивного загрязнения. Основными нуклидами, определяющими радиационную опасность почво-грунтов, являются кобальт-60, стронций-90, цезий-137, европий-152 и -154 и плутоний-239,240 [9].

Известно, что радиационная обстановка в крае в целом изучена достаточно хорошо, однако целенаправленное изучение влияния радиоактивных выбросов и сбросов ФГУП «ГХК» на загрязнение компонентов аграрных ландшафтов и показатели радиационной безопасной продукции животноводства в Красноярском крае ранее не производилось.

Целью данной работы является установить уровни радиоактивного загрязнения основных компонентов аграрного ландшафта и продукции животноводства, изучить зависимость между удельной активностью радионуклидов в этих объектах, построить прогностические модели и модели миграции радиоактивных нуклидов по трофической цепи.

Объектом исследования выбран аграрный ландшафт с. Большой Балчуг, который располагается в лесостепной зоне края и административно относится к Сухобузимскому району. Аграрный ландшафт с. Большой Балчуг расположен в зоне наблюдения Горно-химического комбината. В его сторону ориентировано основное, северо-восточное, направление ветров, переносающих газо-аэрозольные выбросы ФГУП ГХК, а сбросы ФГУП ГХК в воду р. Енисей здесь впервые омывают берег населённого пункта.

В ходе работы были детально изучены радиоэкологические характеристики основных компонентов аграрного ландшафта: почвы, воды, растений, кормов, продукции животноводства (молоко, мясо, костная ткань). Работа проводилась в условиях мелких ферменных биогеоценозов (частных подворий), агроценозов, принадлежащих аграрному ландшафту с. Б. Балчуг. Исследования проводились в 2003...2007 гг. Радиоэкологическое обследование проводилось согласно регламентирующих документов [10, 11].

В настоящее время миграция ^{137}Cs по трофической цепи: почва – грубые корма – продукция животноводства в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг находится в равновесном состоянии. Данные, полученные в период исследований с 2003 по 2006 гг., принадлежат одному интервалу значений (таблица 1), из чего следует, что газо-аэрозольные выбросы ГХК в этот период продолжались с постоянной интенсивностью.

Построение модели миграции ^{137}Cs в изучаемом аграрном ландшафте необходимо для прогнозирования удельной активности этого радионуклида в животноводческой продукции с учётом уровня техногенного радиоактивного загрязнения местности, её изменения в случае увеличения радиоактивности газо-аэрозольных выбросов ГХК, а также для установления возможности выбора участков заготовки грубых кормов, скормливание которых способствует получению радиационно-чистой мясомолочной продукции.

При изучении миграции ^{137}Cs использовались коэффициенты накопления (K_n), перехода (K_p), кратности накопления (F), а также статистические методы, предназначенные для оценки коэффициентов корреляции и построения линейных регрессионных моделей.

Таблица 1. Загрязнение ^{137}Cs чернозема обыкновенного сенокосно-пастбищных биогеоценозов расположенных около с. Б. Балчуг

Год	Количество проб	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг	
		диапазон изменчивости	среднее значение
2003	10	12,2...141	$72,1 \pm 13,5$
2004	12	10,1...101	$63,5 \pm 6,8$
2005	12	14...350 ⁴	$50,4 \pm 11,3$
2006	17	22...125	$57,8 \pm 7,3$

Интенсивность поступления радионуклидов в сено разнотравное оценивалась с использованием коэффициента накопления K_n (концентрационного отношения). Транспорт ^{137}Cs в мышечную ткань крупного рогатого скота рассчитывался с использованием показателя кратности накоплений F . Этот показатель определяет соотношение концентрации радионуклида в ткани к новому поступлению в условиях длительного введения. Коэффициент перехода радионуклида в продукцию животноводства рассчитывался по формуле:

$$K_n = \frac{R_{\text{прод}}}{R_{\text{почвы}}}, \quad (1)$$

где $R_{\text{прод}}$ – удельная активность радионуклида в продукции животноводства (Бк/кг), $R_{\text{почв}}$ – удельная активность радионуклида в почве (Бк/кг).

Коэффициент корреляции (r) между удельной активностью радионуклида в звеньях цепи миграции, величина достоверности аппроксимации (R) и уравнение регрессии для каждого звена миграции рассчитывались с использованием методов статистической обработки данных на основе математического пакета, входящего в состав программы Excel.

Расчеты выполнены в период стойлового содержания, результаты приведены в таблице 2.

Таблица 2. Показатели миграции техногенных радионуклидов в аграрном ландшафте с. Балчуг

Радио-нуклид	Звено миграции	Показатель	Среднее значение	Коэффициент линейной корреляции
^{137}Cs	Почва – сено разнотравное	K_n	0,1	0,30
	Сено разнотравное – молоко коровье	K_n	0,003	0,56
		F	0,3	
	Сено разнотравное – мышечная ткань	K_n	0,006	0,70
F		0,5		

Значения коэффициента накопления ^{137}Cs многолетними растениями и коэффициента перехода ^{137}Cs в продукцию животноводства в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг находятся в диапазоне, совпадающем с данными, приводимыми в научных публикациях, но впервые они получили конкретные численные значения, характерные для изучаемого аграрного ландшафта, таблица 2. В дальнейшем они могут использоваться для оценки перехода ^{137}Cs между звеньями миграции в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг, в том числе в случаях изменения радиоэкологической ситуации, связанной с продолжающейся

⁴ Значение 350 Бк/кг в расчеты не включалось по причине единичного

деятельностью ГХК.

Модель миграции ^{137}Cs , построенная на основании полученных данных, представленных в таблице 2, проиллюстрирована на рисунке 1.

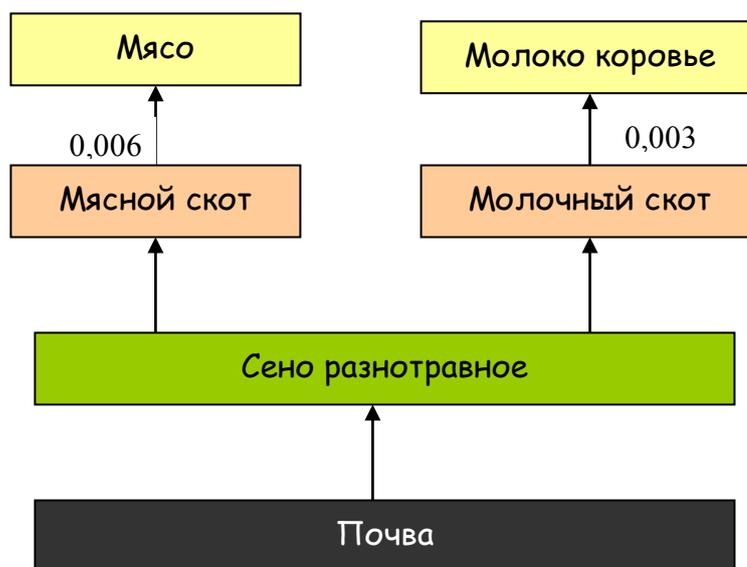


Рис. 1. Модель миграции ^{137}Cs в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг

Агрохимические показатели почв, видовой состав и биологические особенности растительного покрова сенокосно-пастбищных биогеоценозов, природно-климатические условия (продолжительность вегетационного периода, тепло- и влагообеспеченность и т.п.) аграрного ландшафта с. Б. Балчуг привели к доступности лишь 10 % почвенного ^{137}Cs .

Крупный рогатый скот как звено трофической цепи в условиях изученного аграрного ландшафта (см. рисунок 1) является значительной преградой на пути миграции ^{137}Cs в молочную продукцию. Это звено тормозит до 97% ^{137}Cs , поступившего с рационом в организм животного, при его миграции в молоко и 94% ^{137}Cs – при миграции в мышечную ткань.

В результате биометрической обработки данных с использованием статистического пакета программы Excel установлена тесная линейная корреляционная связь ($r = 0,98$) между удельной активностью ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота и черноземе обыкновенном. Умеренная линейная корреляционная связь ($r = 0,56$) установлена между удельной активностью ^{137}Cs в сене разнотравном и молоке коровьем; удельной активностью ^{137}Cs в сене разнотравном и мышечной ткани крупного рогатого скота ($r = 0,70$); удельной активностью ^{137}Cs в черноземе обыкновенном и молоке коровьем с коэффициентом линейной корреляции ($r = 0,62$). Между показателями удельной активности ^{137}Cs в черноземе обыкновенном и сене разнотравном установлена слабая линейная корреляционная связь ($r = 0,30$).

Однако полученные значения коэффициентов корреляции могут рассматриваться только как оценочные, так как вычисление их выполнено с учётом справедливости предположения о соответствии распределения эмпирических данных нормальному закону. Из-за ограниченного объёма выборок выполнить строгую проверку этого априорного предположения не представляется возможным. Поэтому, в дальнейшем оценки степени взаимозависимости удельной активности ^{137}Cs в изучаемых объектах выполнены с использованием коэффициента ранговой корреляции Спирмена, свободного от вышеуказанного ограничения. Его расчет основан на замене эмпирических значений их рангами, располагаемыми в порядке возрастания.

Исходные данные, необходимые для расчета рангового коэффициента корреляции Спирмена между значениями удельной активности ^{137}Cs в сене разнотравном и черноземе

обыкновенном Балчугской агроэкосистемы, приведены в таблице 3.

Таблица 3. Исходные данные для вычисления коэффициента ранговой корреляции между удельной активностью почвы и сена разнотравного

№ п/п.	Чернозем обыкновенный		Сено разнотравное		d_i	d_i^2
	удельная активность, Бк/кг	ранг	удельная активность, Бк/кг	ранг		
1	50,0	4	2,3	7	-3	9
2	37,3	2	2,0	6	-4	16
3	35,6	1	1,1	4	-3	9
4	78,7	9	3,0	9	0	0
5	73,4	8	2,8	8	0	0
6	41,6	3	0,71	2	1	1
7	87,0	11	3,0	10	1	1
8	84,0	10	3,0	11	-1	1
9	60,1	6	0,80	3	3	9
10	57,7	5	0,60	1	4	16
11	70,4	7	1,5	5	2	4
$\sum d_i^2 = 66$						

Рассчитанное значение рангового коэффициента корреляции равно 0,70. Величина обратной функции нормального распределения для доверительной вероятности 0,95 равна 1,64, а критическая величина рангового коэффициента корреляции для 11 значений при этой доверительной вероятности составляет 0,51. Таким образом, эмпирическое значение рангового коэффициента корреляции превышает критическую величину, что свидетельствует о статистически значимой корреляционной связи между значениями удельной активности ^{137}Cs в черноземе обыкновенном и сене разнотравном.

Наряду с выявлением корреляционной зависимости между удельной активностью ^{137}Cs в отдельных звеньях цепи миграции, практически важным является установление количественной связи между ними в любой период мониторинговых и исследований. С этой целью был проведен регрессионный анализ с использованием программы Excel.

Линейная зависимость удельной активности ^{137}Cs в сене разнотравном от удельной активности этого радионуклида в черноземе обыкновенном на сенокосных биогеоценозах аграрного ландшафта с. Б. Балчуг показана на рисунке 2.

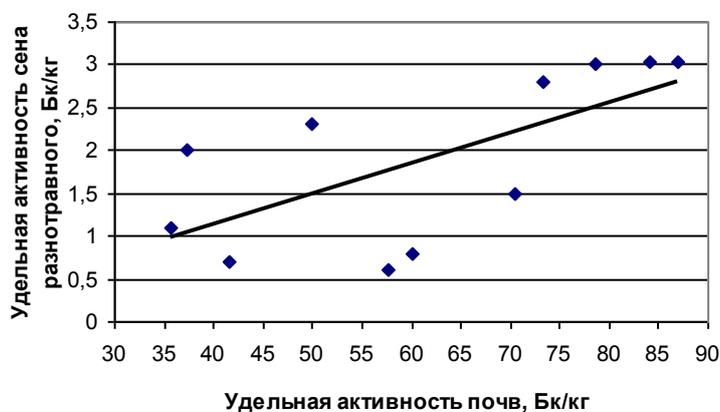


Рис.2. Линейная зависимость удельной активности ^{137}Cs в сене разнотравном и черноземе обыкновенном сенокосных биогеоценозов аграрного ландшафта с. Б. Балчуг

Следовательно, правомочно использование полученного нами уравнения линейной регрессии (6), позволяющего рассчитать удельную активность ^{137}Cs в растениеводческой продукции, выращиваемой в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг, при известной концентрации ^{137}Cs в черноземах обыкновенных:

$$y = 0,0357x - 0,2982 \quad (2)$$

Для трофической цепочки аграрного ландшафта с. Б. Балчуг установлена линейная зависимость между удельной активностью ^{137}Cs в сене разнотравном (y) и мышечной ткани (x) с коэффициентом аппроксимации R^2 равном 0,5:

$$y = 0,018x + 0,34 \quad (3)$$

Такая зависимость является ожидаемой, так как очевидно, что удельная активность ^{137}Cs в продукции животноводства должна находиться в прямой зависимости от радиоактивности кормов, составляющих рацион сельскохозяйственных животных.

Практическая значимость этого уравнения заключается в том, что с его использованием можно достаточно точно определить ожидаемую удельную активность ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота.

В аграрном ландшафте с. Б. Балчуг зависимость удельной активности ^{137}Cs (y) в молоке коровьем от его удельной активности в сене разнотравном (x), заготавливаемом на сенокосных угодьях, носит линейный характер. Эта зависимость описывается уравнением следующего вида:

$$y = 0,0104x + 0,1461. \quad (4)$$

Установленная линейная зависимость свидетельствует о том, что даже незначительное повышение радиоактивности рациона, обусловленное присутствием ^{137}Cs , приводит к эквивалентному увеличению удельной активности этого радионуклида в молоке коровьем. Соответственно, удельная активность молока, в отличие от мышечной ткани, является объективным показателем загрязненности техногенными радионуклидами рациона.

Известно, что мышечная ткань является критической органом для ^{137}Cs . Поэтому, мясо крупного рогатого скота, наряду с молоком, относится к числу основных дозообразующих продуктов. С учётом этого, целесообразно изучить вопрос о наличии зависимости удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани скота от радиоактивности почвы на сенокосных угодьях, тем более что данные, показанные на рисунке 3, наглядно свидетельствуют в пользу её существования.

Результаты определения удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани и почве, необходимые для расчета коэффициента ранговой корреляции Спирмена, приведены в таблице 4.

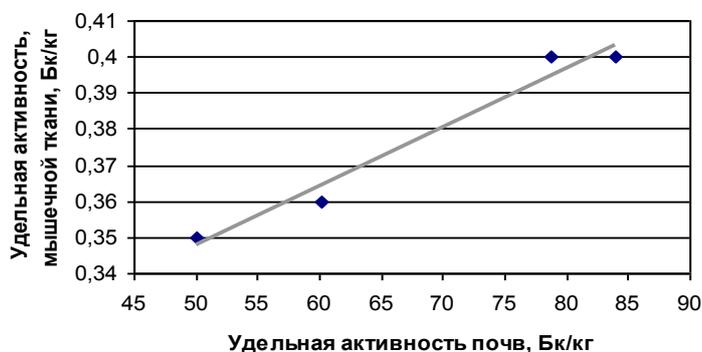


Рис. 3. Линейная зависимость удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота от концентрации ^{137}Cs в черноземе обыкновенном

Таблица 4. Исходные данные для вычисления рангового коэффициента корреляции между удельной активностью ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота и черноземе обыкновенном

№ п./п.	Чернозем обыкновенный		Мышечная ткань		d_i	d_i^2
	удельная активность, Бк/кг	ранг	удельная активность, Бк/кг	ранг		
1	50	1	0,35	1	0	0
2	84	4	0,40	3	1	1
3	60,12	2	0,36	2	0	0
4	78,7	3	0,40	3	0	0
$\sum d_i^2 = 1$						

Рассчитанное значение оказалось равным 0,9. Это свидетельствует о тесной взаимосвязанности удельной активности ^{137}Cs в черноземе обыкновенном и в мышечной ткани крупного рогатого скота и позволяет описать зависимость между этими показателями следующей линейной моделью:

$$y = 0,002x + 0,27 \quad (5)$$

Полученное уравнение линейной регрессии может использоваться для расчета удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота Балчугской агроэкосистемы при известной концентрации ^{137}Cs в черноземах обыкновенных.

Таким образом, использование методов статистического анализа позволило надёжно выявить существование зависимости удельной активности ^{137}Cs в продукции растениеводства и животноводства от уровня техногенного радиоактивного загрязнения почв сенокосных биогеоценозов и описать эти зависимости эмпирическими уравнениями линейной регрессии. Установлено, что удельная активность ^{137}Cs в почвах сенокосных биогеоценозов аграрного ландшафта с. Б. Балчуг может служить объективным показателем содержания ^{137}Cs в продукции животноводства и растениеводства. Этот вывод имеет практическую ценность, так как позволяет прогнозировать степень радиационной опасности мясомолочной продукции на основании многочисленных сведений об уровне техногенного радиоактивного загрязнения почв в зоне наблюдения ГХК. Кроме того, становится возможным производство радиационно-чистой продукции животноводства путём выбора земельных участков для заготовки сена с минимальным уровнем загрязнения техногенными радионуклидами.

Литература

1. Моделирование перехода радиоцезия из почвы в растения / А. А. Булгаков, О. В. Шкута // Радиоэкология. – 2004. – Т44. – №3. – С 351-360.
2. Миграция как один из показателей буферности ландшафта к загрязнению радиоцезием / А. С. Фрид // Радиоэкология. – 2005. – Т45. – №3. – С 236-240.
3. Моделирование миграции ^{137}Cs в агроэкосистемах в условиях проведения защитных и реабилитационных мероприятий / О. А. Шубина, С. Ф. Фесенко // Радиоэкология. – 2004. – Т44. – №5. – С 591-602.
4. Зависимость накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травяных кормах от степени окультуренности дерново-подзолистых почв / И. М. Богдаевич, А. Г. Подоляк, Т. В. Арастович, В. П. Жданович // Радиоэкология. – 2005. – Т45. – №2. – С 241-247.
5. Прогнозирование накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травостоях основных типов лугов Белорусского полесья по агрохимическим свойствам почв / А. Г. Подоляк, С. Ф.

Тимофеев, Н. В. Грубеншикова, Т. В. Арастович, В. П. Жданович // Радиозология. – 2005. – Т45. – №1. – С 100-111.

6. Закономерности изменения содержания ^{137}Cs в молоке в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / С. В. Фесенко, А. Ю. Пахомов, А. Д. Пастернак, В. А. Горяинов, Г. А. Фесенко, А. В. Панов // Радиозология. – 2004. – Т44. – №3. – С 336-345.

7. Исследования закономерностей поведения радиоцезия в почвенно-растительном покрове Белорусского Полесья после аварии на ЧАЭС / Н.В. Гребеньщикова, С.К. Фирсакова, А.А. Новак, С.В. Тимофеев, Г.И. Полекшанова, Н.И. Самусева, И.А. Леваков // Агрехимия. – 1992г. - №1. – С 91.

8. Метаболизм радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных / А.Н. Сироткин; под ред. Р.М. Алексахина // Сельскохозяйственная радиозология. – 1991г. С 92-105.

9. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей/Сухоруков Ф.В., Дегеменджи А.Г., Белолипецкий В.М. и др.: Науч. редактором: акад. В.Ф. Шабанов, чл.-кор. РАН А.Г. Дегерменжи. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286с.

10. МУ 13.5.13-00. Организация государственного радиозологического мониторинга агроэкосистем в зоне воздействия радиационно-опасных объектов. – М.: ВНИИСХРАЭ, 2000. – 28с.

11. МУ. Отбор проб объектов ветеринарного надзора для проведения радиологических исследований. М., 1997г.

ОЦЕНКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СИБИРСКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

Т. Ш. Фузелла

Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН

Принятая Высшим экономическим советом при Губернаторе Томской области в июле 2005 года стратегия развития Томской области до 2020 г., обозначила минимум 2 приоритета, которые посвящены повышению качества окружающей среды: необходимость организации рационального использования природного капитала и обеспечение благоприятных условий жизни, работы, отдыха и воспитания детей. Насколько это выполняется, мы убедились, когда в 2008 году началась массированная пропаганда по поводу строительства новых блоков Северской АЭС, сооружение которых, благодаря экономическому кризису отложили, хотя в 2010 г. вновь производились обследования радиационного фона местности в районе предполагаемого строительства Северской АЭС вблизи с. Самусь, с. Кижирова и д. Орловка Томского района. Несмотря на то, что в 2008 г. был закрыт последний блок, многолетняя техногенная нагрузка Сибирского химического комбината (СХК) на окружающую среду, безусловно, привела к изменению естественной геохимической обстановки, что нарушило среду обитания человека. На сегодняшний день основу производств СХК составляет завод разделения изотопов, сублиматный завод и вспомогательные производства (ещё в 90-е годы на СХК были созданы опытно-промышленное производство (ОПП) фторидов железа и редкоземельных металлов, ОПП магнитов и магнитных сплавов, ОПП ультрадисперсных порошков металлов и их оксидов, производство стабильных изотопов).

Основным источником радиоактивного загрязнения окружающей среды Томского района является СХК, в 30-километровой зоне которого расположено более 80 населённых пунктов с населением около 700 тыс. чел. Загрязнение обусловлено плановыми (штатными) и аварийными газоаэрозольными выбросами и сбросами сточных вод, а также захоронениями жидких и твёрдых радиоактивных отходов (ЖРО и ТРО). За шестидесятилетний период деятельности СХК произошло более 30 аварийных

инцидентов, причём пять из них квалифицируются как серьёзные происшествия. СХК вносил определяющий вклад в выбросы в атмосферу инертных радиоактивных газов (аргон-41, криптон-85, ксенон-133 и др.), количество которых, по данным Ежегодника Росгидромета (2004), составляло до 76% от суммарного выброса всеми десятью атомными станциями России. В результате происшествия в 1993 г., который классифицирован 3 уровнем по международной шкале событий на объектах атомной энергетики INES, образовалась зона радиоактивного загрязнения местности, вытянутая в северо-восточном направлении на 25 км, площадью около 100 км². По данным Росгидромета, суммарное количество радиоактивных веществ, выброшенных из аварийного аппарата СХК на эту территорию, составило от 530 до 590 Кюри. В отдельных точках мощность дозы γ -излучения достигала 400 мкР/час (как известно, естественный фон радиоактивного излучения находится в диапазоне 5 - 20 мкР/ч). Почва заметно загрязнена долгоживущими радионуклидами, что фиксировалось Росгидрометом и до аварии 6 апреля 1993 года. В образцах почвы и растительности обнаружены аномальные концентрации плутония, значительно (в 10 раз и более) превышающие уровни глобального загрязнения.

За 19 лет, миновавших с того памятного апрельского дня в 1993 г., до сих пор нет фундаментального радиационного мониторинга по результатам аварии, поскольку достоверная открытая информация о степени загрязнения территории плутонием отсутствует, да и не меняется мышление по отношению к АЭС.

Производственная деятельность СХК сопровождалась образованием большого количества радиоактивных отходов (РАО) - жидких, твердых и газоаэрозольных. Сегодня в непосредственной близости от г. Томска на промплощадках СХК ведется закачка РАО в подземные горизонты на глубину 320-460 м, они также складываются в контейнерах, которые регулярно поступают по железной дороге, пересекая территорию города Томска. К настоящему времени СХК закачено под землю более 40 млн м³ жидких РАО с общей активностью около 400 млн Кюри. Поначалу о таком способе избавления от отходов говорили как об эксперименте, опытно-промышленной эксплуатации. На СХК этой практике более 50 лет. Научное обоснование ее отсутствует. В чем опасность такого хранения РАО? Район имеет сейсмическую опасность, и подвижка пластов может привести к проникновению радиации в водоносные слои. Физические процессы, происходящие при длительном хранении РАО, далеко не изучены. Жидкие РАО представляют смесь различных веществ, которая по-разному будет вести себя в конкретном подземном горизонте, в каждой горной породе и в каждой скважине. Хотя атомщики уверяют, что всё просчитано и опасности для среды и людей такая закачка на протяжении обозримого будущего не представляет, обеспокоенность по этому поводу растёт. Из положительного заключения на «Обоснование безопасности захоронения ЖРАО СХК» и «Проекта эксплуатации пл.18 и 18а в связи с продлением сроков эксплуатации глубоких хранилищ ЖРАО СХК» эксперта госкомиссии по запасам полезных ископаемых А.В.Иванова: «Заметное влияние на скорость распространения загрязнения и его объем, поступающий в вышележащие слои, используемые для водоснабжения, оказывает работа водозаборов (имеются ввиду подземные водозаборы г.Томска и г.Северска). Эксплуатация водозаборов ускоряет скорость движения фронта загрязнения и увеличивает объем поступления в IV и V водоносные горизонты. Поэтому необходимо изыскать альтернативные источники водоснабжения, а эксплуатация водозаборов после 2015 года прекратить».

Беспокойство населения поддерживается секретностью, окружающей закачку, и недоступностью для независимого научного анализа данных по детальному геологическому строению подземных структур, куда происходит закачка. А геологическая структура под Томском, в местах, где происходит закачка жидких РАО под землю сложная, слоистая. Данные места закачки по геологическим соображениям (связь горизонтов и т.п.) не могут удовлетворять требованиям безопасной изоляции таких

отходов. Они были выбраны десятилетия назад исключительно потому, что находились рядом с атомными производствами. Наивные расчёты на то, что закаченные через 11 скважин на глубины в интервале 150-500 м радиоактивные отходы (в том числе плутоний-239, нептуний-237, америций-241, торий-232, цезий-137, рутений-106, ниобий-95, цирконий-95, стронций-90, кобальт-60, европий-152, 154) будут надёжно навечно изолированы, не оправдались. Атомщики исходили из фантастического предположения, что именно эта часть подземного пространства надёжно гидрологически изолирована от ниже- и вышележащих горизонтов и от дневной поверхности, «горячие» частицы – мельчайшие (порядка менее 40 мкм) частицы атомного топлива или бомбы, с очень высокой удельной радиоактивностью, сложным радионуклидным составом с пылью и каплями воды могут переноситься на тысячи километров от места аварии. При попадании внутрь организма с пищей, водой и воздухом, такие частицы обеспечивают получение высоких доз облучения даже если человек находится на незагрязнённой радионуклидами территории (Хижняк, 2006).

Последние исследования Томских ученых показали, что на сегодняшний день существуют множество методов оценки радиогеохимической обстановки (РАГО) территории на основе оценки компонентов окружающей среды (почвы, воздуха, торфы, снегового покрова, растительности), которые позволяют решать задачи эколого-геохимического мониторинга на любой территории, оценивать многолетнюю динамику РАГО на территориях воздействия радиационно-опасных объектов.

С помощью высших водных растений, являющихся эталонными объектами для радиозэкологического мониторинга, можно фиксировать поступление в р. Томь радионуклидов в районе сбросов СХК (Торопов, 2004). В различных водных объектах нижней Томи обнаружено присутствие 29 техногенных γ - излучающих радионуклидов, в том числе короткоживущих, типичного β - излучающего радионуклида ^{90}Sr и изотопов Pu . В воде нижней Томи ниже устья р. Ромашки фиксируется присутствие 18 короткоживущих γ -излучающих радионуклидов, наибольший вклад в сбросы СХК вносят ^{24}Na , ^{42}K , ^{76}As , ^{239}Np . Донные осадки и пойменная почва исследуемого района загрязнены 15 коротко- и долгоживущими γ - излучающими радионуклидами, среди которых основной вклад в активность на всем протяжении от устья сбросов до устья р. Томи вносят ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{152}Eu . Загрязнение донных осадков техногенными радионуклидами неравномерное. Биота нижней Томи накапливает радионуклиды из сбросов СХК (Pu -238, Pu -239, Pu -240) в водных растениях. Установлены высокие уровни накопления Pu (239, 240) в рдесте блестящем (*Potamogeton lucens*), р. Ромашка - в среднем 335 ± 25 Бк/кг сухой массы (Торопов, 2004).

В пробах почв сельских населенных пунктов, попадающих в 30-км зону влияния СХК, наблюдается значительное увеличение количества скоплений треков на детекторе в виде «звезд» и отдельных сгустков, что указывает на влияние комбината на данную территорию (Жорняк, 2008). Максимальное количество скоплений треков выявлено в почвах населенных пунктов Зоркальцево и Самусь. В почве выявлено повышенное содержание урана (2,4 мг/кг) и тория (7,5 мг/кг), что связывается с их поступлением в виде выбросов СХК, Томской ГРЭС-2, а также котельными промышленных предприятий города и частного сектора, использующих в качестве топлива уголь. Большинство проб почвогрунтов, отобранных в районах промышленных предприятий г. Томска, оказались токсичными для некоторых организмов (инфузории-туфельки и мушки-дрозофилы) при их исследовании методами биотестирования (Жорняк, 2008).

Изучение торфяников, расположенных на разном расстоянии относительно мощного источника техногенного воздействия – СХК – позволило оценить влияние различных производств на окружающую среду (Gauthier-Lafaye et al., 2008). Техногенное поступление элементов-примесей в торфяники в промышленной зоне Томской области определяется производствами ядерно-топливного цикла (^{137}Cs , ^{90}Sr , U , Pu , Am , La , Ce , Sm , Eu , Yb , Lu и др.) (Рихванов и др., 2006), топливно-энергетического (Fe , Sc , Hf , Th , Co ,

Cr, Sm, Ce, Rb, Ta, Cs) (Шатилов, 2001) и нефтехимического (Br, Sb, Na) (Языков, 2006) производств. Значительную долю глобальных поступлений загрязняющих элементов-примесей составляют радиоактивные элементы. Загрязнение в зоне воздействия СХК выражается в повышенных концентрациях многих элементов в верхнем интервале торфяника, сформировавшегося за последние 70 лет. Превышения средних содержаний некоторых элементов-примесей в торфе достигают 5 раз (Gauthier-Lafaye et., 2008).

Уровни накопления радиоактивных элементов в пылеаэрозолях территории г. Томска составляют в среднем по урану 2,8 мг/кг и торию 6,7 мг/кг (Таловская, 2008). Средняя величина среднесуточного выпадения для урана равна 171 мг/км² в сут. при фоновом значении 1,4 мг/км² в сут. тория 426 мг/км² в сут. при фоне 20,3 мг/км² в сут. Установлено, что по мере удаления от СХК (г. г. Северск, Томск) в юго-западном и северо-восточном направлениях плотность треков от осколков деления радиоактивных элементов, характеризующих равномерный характер распределения, уменьшается и достигает минимума в условно фоновых районах. Тогда как повышенные плотности скоплений треков от осколков деления радиоактивных элементов в виде «звезд» приходится на сельские населенные пункты (сёла Поросино, Наумовка, Георгиевка), расположенные в «розе» ветров предприятий (Таловская, 2008).

Постепенно концентрируясь в пищевых цепочках экосистем, сопутствующие радиоактивным элементам вредные для человека вещества, аккумулируются в живых организмах. По правилу трофической пирамиды органическое вещество каждого последующего звена пищевой цепи прогрессивно уменьшается в объеме, количество же поглощенных вредных веществ сохраняется. Начало этого процесса связано с загрязнением почв, куда они поступают в основном с аэротехногенными выпадениями, листовым опадом, отмершей корневой системой и т.д. В большей мере почвы должны рассматриваться в качестве интегрального индикатора многолетнего загрязнения окружающей среды в целом. Помимо прямого негативного воздействия, для многих вредных веществ характерны так называемые отдаленные эффекты, затрагивающие важнейшие функции живых организмов. Тем самым загрязнение среды обитания создает угрозу не только для отдельных организмов, но и для целых поколений. В природе в процессах миграции меняются лишь формы их нахождения и концентрации.

Проведенные исследования показали, что имеет место как прямая, так и обратная зависимость между содержанием химических элементов в почве, в воде, накали питьевых вод и составом живого вещества. Это выражается как в статистических параметрах, так и в пространственном распределении элементов на изучаемых территориях.

Анализируя опубликованную на сегодняшний день информацию о здоровье населения Томской области, мы приходим к выводу, что заметное снижение уровня детского здоровья может быть связано с деятельностью СХК (в том числе: показатели заболеваемости нервной системы и органов чувств; онкозаболеваемость и темп ее роста; врожденные аномалии развития; болезни эндокринной системы; нарушения иммунитета; гипертония; болезни костно-мышечной системы; язвенная болезнь желудка и 12-перстной кишки). У проживающих вокруг атомного центра СХК был обнаружен более высокий уровень эритроцитов с микроядрами, изменение формулы крови, нарушение иммунного статуса. Проведенные профессором СибГМУ Т. Матковской исследования, показывают сильное влияние аварии на здоровье детей с. Наумовки и с. Георгиевки, а также преждевременную смерть нескольких из них. По результатам последнего обследования состояния здоровья местных жителей, проведенного в декабре 2010 года, выявлено, что медицинские симптомы, которые проявлялись у жителей с. Георгиевки и соседних сел непосредственно после аварии, до сих пор выявляются у живущих там детей. Большинство детей по-прежнему жалуются на утомляемость, слабость и снижение памяти.

Благодаря тому, что появилась количественная геохимическая характеристика человека (на примере жителей Томского района), с учетом эколого-геохимических особенностей среды его обитания, организм человека можно анализировать в качестве геоиндикатора, соединяющим в себе трансформации природной среды (Игнатова, 2010). В зонах техногенеза происходит изменение уровней накопления химических элементов в составе живого вещества, и оно имеет индикаторное значение. Для предприятий ядерно-топливного цикла специфичными являются U, Th, TR, Br, (Pu); для нефтехимического производства – Sb, Br; для предприятий энергетического комплекса и металлообрабатывающей промышленности – Fe, Cr, Sc, Co, U, Th, TR; для агропромышленного комплекса – Hg (Барановская, 2011).

Положительная корреляция заболеваемости населения и функционированием СХК безусловна. Установленные тенденции (Барановская, 2011) в изменении накопления химических элементов и их ассоциаций в организме человека в норме и при разных видах патологии (на примере щитовидной железы и тканей сердечно-сосудистой системы человека) могут являться основой для прогноза и профилактики заболеваемости населения. Так, максимальное содержание урана характерно для волос жителей поселков, расположенных в зоне влияния СХК Георгиевка, Наумовка, Черная речка (Юкса), а также для г. Северска, для которого оно является градообразующим. Сложная природно-техногенная ситуация этой территории способствует накоплению в составе живого вещества широкого спектра химических элементов, что, по данным ВОЗ (1989), негативно сказывается на состоянии здоровья человека. Уровни накопления изученных химических элементов в волосах детей позволили достаточно уверенно выделить основную зону техногенного воздействия СХК, в пределах которой, в частности, обнаружены отклонения и цитогенетических показателей крови населения (Барановская, 2011). Специфика техногенеза находит отражение в виде избыточного накопления элементов в различных биологических средах с проявлением в виде идентичных компонентов, для человека диапазоны концентраций элементов весьма велики. Однако в условиях техногенного давления накопление отдельных элементов весьма критично и хорошо отражает специфику этого влияния на различных территориях.

При рассмотрении тканей с одинаковой патологической структурой на разных территориях в них наблюдается отражение эколого-геохимической структуры территории, а заболевание характеризуется общими химическими элементами. Биоиндикационными показателями влияния ядерного техногенеза являются появление не только микроядерных эритроцитов в составе крови человека, а также микровключений (наноминералов) делящихся элементов (U235, Pu, Am и др.) в виде «звезд» и скоплений (так называемых «горячих частиц») (Барановская, 2011). Автором выявлена взаимосвязь между уровнем накопления некоторых химических элементов и количеством микроядерных эритроцитов, что позволяет предполагать наличие негативных последствий техногенного воздействия для здоровья населения. Характер накопления химических элементов в органах и тканях человека и животных на территории Томской области позволяют уверенно предполагать наличие интенсивного аэрогенного пути поступления редкоземельных и радиоактивных элементов (урана, церия и других) (Барановская, 2011).

Медицинское и научное сообщество признает, что в настоящее время серьезный ущерб для иммунной системы человека и детского развития происходит и на больших расстояниях от мест радиоактивных выбросов. Наблюдается быстрое распространение серьезных биологических эффектов при весьма малых дозах. Новые исследования не только указывают на опасность от ядерных аварий, но также объясняют неожиданно большой рост детской и общей смертности в районах вблизи ядерных реакторов, который наблюдается в последние годы. Данные по корреляции ($r=0,78$, $P=0,01$) между величиной смертности от рака молочной железы и числом АЭС на расстоянии 100 миль, показывают что смертность заметно выше там, где на расстоянии до 180 км от места проживания находится большее число АЭС (Gould, 1996). Вокруг французского завода по переработке

отработавшего ядерного топлива на мысе Ля Аг отмечено многократное увеличение детской лейкемии. Обнаружено повышение смертности от лейкемии и лимфомы вокруг некоторых АЭС Японии. Германия решила постепенно отказаться от атомных электростанций, потому, что вокруг них количество таких детей заметно возрастает. Нельзя отрицать факт заметного ухудшения здоровья населения вокруг предприятий атомной индустрии.

Все многочисленные данные о связи повышенной смертности от некоторых раковых заболеваний (Писарева, 2009) с длительным проживанием около атомных объектов могут быть объяснены только двумя предположениями: либо официально определяемый уровень облучения вокруг АЭС и других атомных предприятий существенно выше, чем расчетный (например, за счет каких-то неучитываемых выбросов), либо влияние малых доз значительно серьезнее, чем утверждает официальная атомная наука (Рихванов, 1996; 1997). Отсутствие данных о повышенной заболеваемости и смертности вокруг российских АЭС вовсе не означает их отсутствия. К сожалению, ни уровень первичных медицинских обследований, ни уровень статистики не позволяют этого сделать в России (Яблоков, 2009).

Таким образом, радиационная обстановка на территории Томского района формировалась на протяжении ряда лет и определяется загрязнением территории техногенными радионуклидами вследствие эксплуатации предприятий ядерно-топливного цикла. Связь между состоянием популяционного здоровья населения и биогеохимической структурой территории позволяет говорить о возможности и необходимости разработки параметров экологического нормирования на основе изучения этой структуры как в природных ландшафтах, так и на антропогенно-измененных территориях.

При нормировании территории и проведении медицинских профилактических мероприятий необходимо учитывать особенности элементного состава патологически измененных органов и тканей человека, следует обратить внимание на следующие моменты: во-первых, одним из факторов риска для формирования дисбаланса химических элементов в составе организма человека является длительное проживание в районе интенсивного техногенного воздействия; во-вторых, специфика элементного состава человеческого организма, проживавшего на территории Томского района, заключается в концентрировании значительного количества техногенно-обусловленных химических компонентов, что требует налаживания контроля за этим фактором поступления элементов в организм человек; в-третьих, необходимо учитывать обстоятельство проявления геохимических аномалий на территории Томской области в органах и тканях человека в диагностике заболеваемости населения области.

Новые свидетельства о радиоэкологической ситуации в зоне влияния СХК настоятельно требуют снижения техногенной нагрузки на территорию, на которой проживает более 700 тыс. жителей. У исследователей есть время для объединения усилий в защиту безопасных условий жизнедеятельности людей.

Работа выполнена в рамках проекта VII. 63.1.3. фундаментальных исследований ИМСЭС СО РАН.

Литература

1. Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных систем // Автореф. дисс. д. б. н. Томск: 2011. - 46 с.
2. Денисова О.А. и др. Микроэлементы и патология щитовидной железы в Томской области. – Томск : STT, 2011. – 187 с.

3. Жорняк Л.В. Редкие, редкоземельные и радиоактивные элементы в почвенном покрове урбанизированных территорий (на примере г. Томска) / Известия ВУЗов. Геология и разведка. – 2008. – № 4. – С. 82-84.

4. Игнатова Т.Н. и др. Региональные биогеохимические особенности накопления химических элементов в зольном остатке организма человека // Известия Томского политехнического университета. – 2010. – Т. 317. – №. 1. – С. 178–183.

5. Писарева Л.Ф. Заболеваемость и смертность от злокачественных новообразований населения, проживающего в зоне влияния Сибирского химического комбината // Сибирский онкологический журнал, 2009. - №6 (36). - С. 28-36.

6. Рихванов Л.П. и др. Состояние компонентов природной среды Томской области по данным эколого-геохимического мониторинга и здоровье население // Безопасность жизнедеятельности. 2008.– № 1. – С. 29-37.

7. Галовская А.В. и др. Радиогеохимические особенности пылеаэрозольных выпадений Томской области // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Матер. Междунар. конф. / Семипалатинск, 2008. - Т. 2. - С. 413-421.

8. Горопов А.В. и др. Особенности радиозоологической ситуации в биогидроценозе нижней Томи // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы II Международной конференции. Томск: изд-во «Гандем-Арт», 2004. С.630-634.

9. Фетисова Ю.Л. Ретроспективный анализ поступления делящихся радионуклидов в древесные растения // Проблемы геологии и освоения недр: Труды X Международного симпозиума имени академика М.А. Усова студентов и молодых ученых, Том 3, Томск, – Томск: Изд-во ТПУ, 2006. - С. 81-83.

10. Хижняк В., Михеев В. И снова о «горячих» частицах на берегах Енисея..., <http://nuclearno.ru/text.asp?11427>

11. Яблоков А.В. «ЧУДИЩЕ ОБЛО, ОЗОРНО, ОГРОМНО, СТОЗЕВНО И ЛАЙЯ...»:

12. Рассказ эколога об атомной индустрии. - Иркутск: «Байкальская Экологическая Волна», 2009. - 132 с.

13. Языков Е.Г. Нормы радиационной безопасности НРБ—76/87 и «Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/ 87» // Известия ВУЗов. Геология и разведка. – 2008. – № 4. – С. 82-84.

14. Infant Mortality and Radioactive Contamination from Atmospheric Nuclear Weapons Testing Fallout and Other Sources, http://www.mitchelcohen.com/?page_id=329

15. Gould J.M. The Enemy Within. The High cost of living near nuclear reactors. Four Walls Eight Windows Publ., New York-London, 1996.

16. Gauthier-Lafaye F., Pourcelot L., Eikenberg J., Rhikvanov L., and A. Mezhibor. Radioisotope contaminations from releases of the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Russia) // Journal of Environmental Radioactivity. - 2008. - V. 99. - P. 680-693.

17. NUCLEAR RADIATION & THE DESTRUCTION OF THE IMMUNE SYSTEM, http://www.nuclearbomb.ru/vliyanie_oblucheniya.html

18. Yablokov A., Nesterenko V., Nesterenko A. Chernobyl: consequences of the Catastrophe for people and nature. Enlarged and Revised Edition // New York Academy of Sciences, Annals. 2009. - № 1171.- 453 p.