

Постоянный комитет Союзного государства  
Федеральная служба по гидрометеорологии  
и мониторингу окружающей среды

**«РАДИОАКТИВНОСТЬ ПОСЛЕ  
ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ И АВАРИЙ:  
ПОСЛЕДСТВИЯ И ПУТИ  
ПРЕОДОЛЕНИЯ»**

СБОРНИК ТРУДОВ МЕЖДУНАРОДНОЙ  
НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

Обнинск, 19–21 апреля 2016 г.

Под редакцией  
д.т.н. В. М. Шершакова

Обнинск  
2016

УДК 623(08)  
ББК 51.26я431  
Р15

**Р15 Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления.** Сб. тр. конференции, Обнинск, 19–21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. 416 с.

ISBN 978-5-905603-53-2

19–21 апреля 2016 г. в ФГБУ «НПО «Тайфун» (г. Обнинск, Калужская обл., Россия) прошла научно-практическая конференция «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления», посвященная 30-летию аварии на Чернобыльской АЭС.

На конференции обсуждался широкий круг вопросов в области мониторинга и исследований радиационной обстановки, в том числе:

- радиоактивного загрязнения окружающей среды после ядерных взрывов и аварий, в период проведения испытаний ядерного оружия, мирных подземных взрывов, оценка последствий радиационных аварий на Южном Урале, Чернобыльской АЭС, АЭС «Фукусима»;

- дальнейшего развития системы, методов и средств радиационного мониторинга, формирования баз данных, особенностей мониторинга в районах размещения объектов использования атомной энергии, оценки последствий захоронения радиоактивных отходов в Арктических и Дальневосточных морях России;

- экологических аспектов радиоактивного загрязнения, выбросов и сбросов радиоактивных веществ, оценки радиационно-экологических рисков, реабилитации загрязненных территорий, планирования и организации защитных мероприятий по минимизации последствий радиоактивного загрязнения.

ISBN 978-5-905603-53-2

© Авторы, 2016

© ФГБУ «НПО «Тайфун», 2016



## СОДЕРЖАНИЕ

<b>Айдарханова А. К., Лукашенко С. Н.</b> Оценка радионуклидного загрязнения водных объектов территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона .....	6
<b>Артемьев Г.Б., Уваров А. Д., Валетова Н. К., Петренко Г. И., Полухина А. М., Епифанов А. О., Каширцева И. В.</b> Прибрежный мониторинг Баренцева моря в 2006–2015 годах .....	14
<b>Бакарикова Ж. В., Жукова О. М., Самсонов В. Л.</b> Оценка интенсивности миграции цезия-137 в типичных почвах Республики Беларусь .....	19
<b>Бородин Р. В., Коломеев М. П., Похил А. Ю., Крылова А. В.</b> Программный комплекс для оперативного анализа и прогноза аварийного распространения радиоактивных веществ в объектах окружающей среды .....	26
<b>Булгаков В. Г., Гниломедов В. Д., Каткова М. Н., Петренко Г. И., Безуглова Н. В.</b> Плутоний в районах расположения локальных источников и его вовлеченность в глобальную циркуляцию .....	41
<b>Булгаков В. Г., Каткова М. Н., Куприянова И. А., Агеева Н. В.</b> Опыт сохранения знаний о последствиях радиационных аварий и действиях по их преодолению на примере чернобыльской аварии .....	53
<b>Вакуловский С. М.</b> Результаты работы учреждений Росгидромета по мониторингу радиационной обстановки на территориях, пострадавших вследствие аварии на ЧАЭС (на ранней стадии) .....	60
<b>Василенко Н. Г., Журавин С. А.</b> Водные проблемы и мониторинг гидрологического режима после ядерных взрывов и аварий (на примере аварии на ЧАЭС) .....	73
<b>Волокитин А. А., Полянская О. Н., Яхрюшин В. Н.</b> Обнаружение техногенных радиоактивных выбросов в приземном слое атмосферы при работе УВФ-2 в режиме реального времени .....	84
<b>Ветров В. А., Казаков С. В.</b> Особенности моделирования миграции радионуклидов в морской среде при радиационных авариях .....	93
<b>Газиев И. Я., Крышев И. И.</b> Отдельные расчёты радиоактивного загрязнения окружающей среды и оценки доз облучения населения от радиоактивных выбросов Кольской АЭС .....	120
<b>Грубич А. О., Жукова О. М.</b> Статистические и структурные свойства радиоактивного загрязнения, образованного атмосферными выпадениями .....	124



<b>Дубасов Ю. В.</b> <i>Истечение радиоактивных благородных газов при подземных ядерных взрывах</i> .....	133
<b>Жукова О. М., Герменчук М. Г.</b> <i>Радиационный контроль и мониторинг в Республике Беларусь: результаты и направления развития</i> .....	141
<b>Иванов В. И., Иванов Н. И., Лазарчик А. Н.</b> <i>Компьютерные комплексы «Хромосома», «ХРОМОСОМА — FISH» для массовых цитогенетических обследований населения в постчернобыльский период</i> ...	153
<b>Каткова М. Н., Гниломедов В. Д., Шестерикова Е. М., Тарасенко А. О., Филатова А. Н.</b> <i>Тритий техногенный и природный в атмосферных осадках на территории России</i> .....	159
<b>Козлова Л. Ф., Хохлова А. В.</b> <i>Метеорологические факторы загрязнения окружающей среды: климатические характеристики инверсий в нижнем слое атмосферы для районов Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима»</i> .....	164
<b>Козьмин Г. В., Епимахов В. Г., Санжарова Н. И.</b> <i>Поведение модельных частиц локальных выпадений наземного ядерного взрыва в пищевой цепочке и пищеварительном тракте сельскохозяйственных животных</i> .....	170
<b>Коноплев А. В.</b> <i>Фукусима и Чернобыль: общее и различное в поведении радиоцезия</i> .....	202
<b>Корнейчук Н. А., Сатырь С. В., Калмыкова О. В., Мухалев В. Н.</b> <i>Организация сбора, обработки и представления данных радиационного мониторинга на территории РФ</i> .....	219
<b>Косых В. С., Сарычев С. А.</b> <i>Современные программно-технические средства для решения оперативных задач радиоактивного мониторинга</i> .....	223
<b>Крышев А. И., Сазыкина Т. Г.</b> <i>Сравнительный анализ доз на водную биоту в водоёмах, подвергшихся радиоактивному загрязнению</i> .....	231
<b>Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И.</b> <i>Экологические риски чернобыльской аварии</i> .....	246
<b>Линник В. Г., Соколов А. В., Соколов П. В.</b> <i>Многомасштабность уровней загрязнения Cs-137 ландшафтов Брянской области (по данным аэрогаммасъёмки)</i> .....	267
<b>Мешков Н. А., Вальцева Е. А.</b> <i>Ретроспективная радиационно-гигиеническая оценка поступления цезия-137 с рационом питания в организм жителей Алтайского края</i> .....	298



<b>Новицкий М. А.</b> <i>О прогнозировании загрязнения рек вследствие аварии на Чернобыльской атомной электростанции.....</i>	305
<b>Огородников Б. И., Калиновский А. К.</b> <i>Аэрозоли-носители «свежих» радионуклидов на промплощадке Чернобыльской аэс через две недели после аварии на АЭС «Фукусима-1».....</i>	312
<b>Панов А. В., Санжарова Н. И., Цыгвинцев П. Н., Исамов Н. Н., Курбаков Д. Н.</b> <i>Радиационно-экологический мониторинг в районе расположения АЭС «Руппур» в Народной Республике Бангладеш .....</i>	329
<b>Парамонова Т. А., Беляев В. Р., Иванов М. М., Комиссарова О. Л.</b> <i>Анализ вертикального распределения цезия-137 в профиле пахотных черноземов при различных схемах их опробования.....</i>	338
<b>Раздайводин А. Н., Марадудин И. И., Ромашкин Д. Ю., Радин А. И.</b> <i>Лесное хозяйство в зонах радиоактивного загрязнения: проблемы возвращения к нормальной жизнедеятельности.....</i>	348
<b>Ситников Н. М., Азаров А. С., Чекулаев И. И., Акмулин Д. В., Ситникова В. И., Катюнин А. Д., Улановский А. Э.</b> <i>Малогабаритный автоматизированный зонд на базе БПЛА с вертикальным взлетом и посадкой для метеорологического обеспечения экологически опасных объектов .....</i>	354
<b>Соколов А. В., Гроздов Д. С., Лаврухин Ю. Е.</b> <i>Мониторинг объемной активности радона в приземном атмосферном слое на основе показаний <math>\gamma</math>-спектрометра СЭГ-017: анализ погрешностей.....</i>	359
<b>Сухоручкин А. К.</b> <i>Относительно зависимости дозового коэффициента от параметров распределения активности аэрозоля по диаметрам частиц .....</i>	369
<b>Уваров А. Д., Вакуловский С. М., Артемьев Г.Б, Валетова Н. К., Петренко Г. И.</b> <i>Радиационный мониторинг северных морей.....</i>	372
<b>Удалова А. А., Гераськин С. А., Пяткова С. В., Дикарева Н. С., Горшкова Т. А., Киселев С. М.</b> <i>Биологический мониторинг с использованием растений в зонах влияния хранилищ РАО .....</i>	383
<b>Шубина О. А., Титов И. Е., Кречетников В. В.</b> <i>Современная радиационная обстановка в юго-западных районах Брянской области по результатам комплексной паспортизации .....</i>	396
<b>Щеглов А. И., Цветнова О. Б., Скрябинский Д. А.</b> <i>Формы соединений <math>^{137}\text{Cs}</math> в почвах природных и агроэкосистем радиоактивно загрязненных территорий Брянской области .....</i>	404



# ОЦЕНКА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ТЕРРИТОРИИ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

Айдарханова А. К. Лукашенко С. Н.  
*Национальный ядерный центр Республики Казахстан,  
Республика Казахстан, г. Курчатов*

## Введение

Поверхностные воды являются жизненно важными для человека при осуществлении хозяйственной деятельности, поэтому при исследовании территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) оценка радионуклидного загрязнения поверхностных вод является первоочередной задачей.

Поверхностные воды территории СИП представлены следующими типами объектов:

- водоемы техногенного происхождения;
- водоемы природного происхождения;
- водотоки.

Водоемы техногенного происхождения на территории испытательных площадок («Опытное поле», «Балапан», «Телькем») это, как правило, воронки, образованные в результате проведения наземных или экскавационных взрывов, заполненные водой. Водоемы природного происхождения — это небольшие по площади природные озера, основная часть которых пересыхает к середине лета. Основные водотоки территории СИП — это ручьи площадки «Дегелен» и река Шаган, которая протекает вдоль границы площадки «Балапан» и выходит за границу СИП.

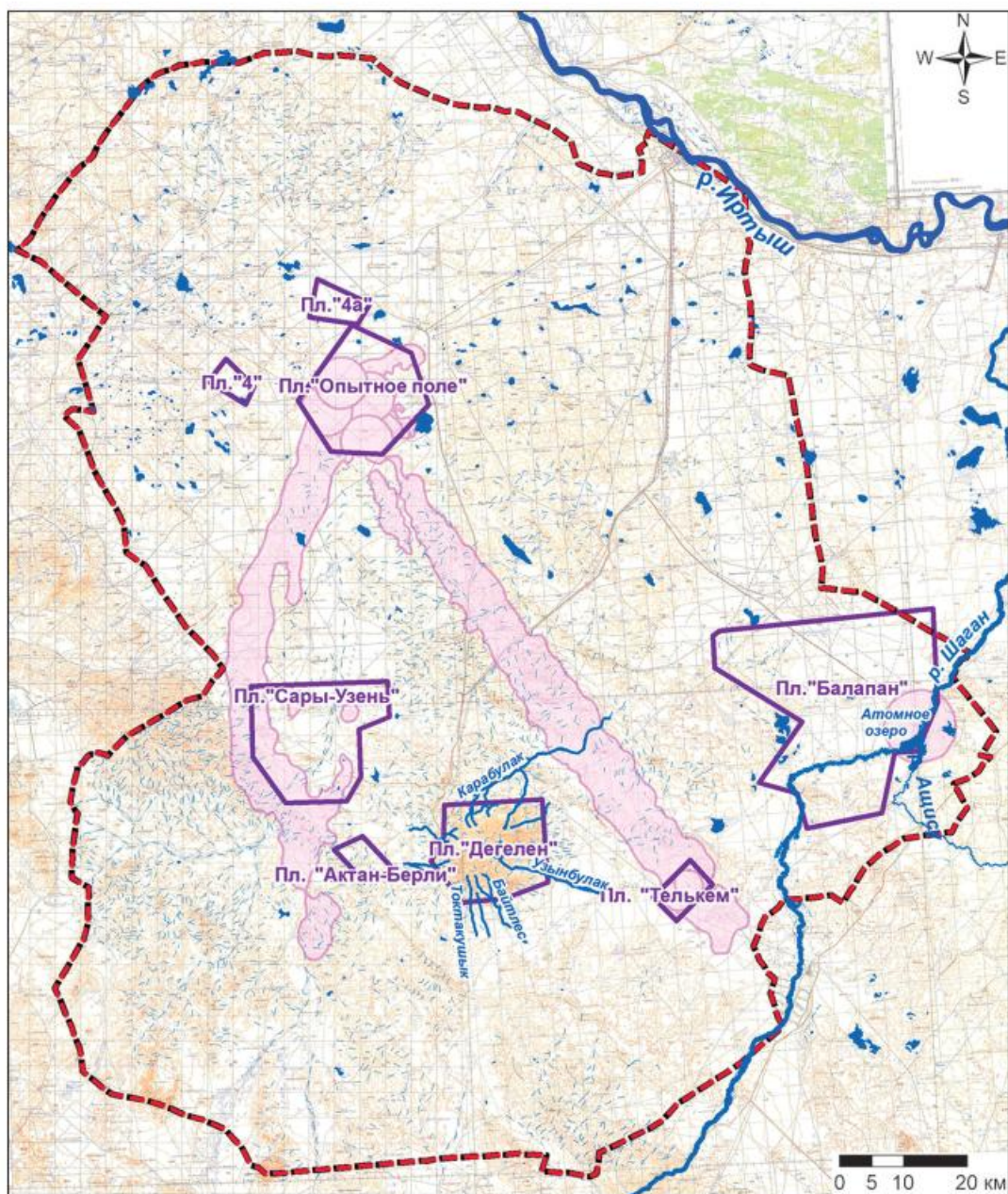
## 1. Экспериментальная часть

### 1.1 Объекты исследования

Объектами исследования являлись водные объекты (поверхностные водоемы и водотоки) на территории СИП (рис. 1).

Водные объекты площадки «Опытное поле» — это воронки, образованные в результате проведения воздушных и наземных испытаний, заполненные водой и заросшие по периметру камышом. На юге площадки «Опытное поле» на площадке П2-М водными объектами являются траншеи, заполненные водой. Эти





#### Условные обозначения

- |                                                                                                                    |                                                                                                              |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|  граница СИП                    |  пересыхающие реки, ручьи |
|  границы испытательных площадок |  реки, ручьи              |
|  изолиния 0,3 Ки/кв.км, Cs-137  |  озеро                    |

Рисунок 1. Поверхностные водные объекты территории СИП.

объекты носят временный характер, образуясь в весенний период снеготаяния и половодья и высыхая к середине лета.

«Атомное» озеро было образовано в результате взрыва 15.01.1965 г. мощностью 140 кт на месте слияния рек Шаган и Ашису, в результате которого образовалась воронка глубиной более 100 м и диаметром 400 м, которая заполнилась водой.



Горный массив Дегелен использовался для проведения подземных испытаний в горных выработках — штольнях. Основное радиоактивное загрязнение водных объектов связано с выносом радиоактивности из полостей штолен водным путем, т.е. с потоками из штолен, в зоне влияния которых находятся ручьи площадки «Дегелен»: Узынбулак, Карабулак, Токтакушук, Актыбай, Байтлес, Безымянный и Безымянный 2 [1]. Для оценки радионуклидного загрязнения воды ручьев, а также для определения миграции радионуклидов с поверхностными водами за пределы площадки точки отбора проб располагались либо на границе площадки «Дегелен», либо за ее пределами.

Река Шаган является основным поверхностным водотоком в пределах СИП. Она течет вдоль восточной границы площадки «Балапан», выходит за пределы СИП и является левобережным притоком реки Иртыш. В пределах СИП длина русла реки около 50 км. Маловодная река Шаган характеризуется низкой скоростью течения, ветвлениями, тупиковыми заводями, заболачиванием берегов. [2]

На территориях вне испытательных площадок и через которые не проходят следы от испытаний, были проведены комплексные исследования, и данные территории принято считать «условно» чистыми. На данных территориях ведется хозяйственная деятельность (в основном несанкционированная), и некоторые водные объекты (колодцы) используются в качестве объектов водопользования.

### *1.2 Отбор проб*

Для проведения исследований с выбранных объектов проводился отбор пробы воды с поверхности 0–15 см. Пробы воды отбирались объемом 10 л. Все пробы в кратчайший срок доставлялись в лабораторию. Пробы воды отфильтровывались и консервировались концентрированной азотной кислотой до pH=2. Законсервированная проба хранилась до начала проведения анализа, но не более 30 дней [3].

### *1.3 Проведение измерений*

В отобранных пробах проводилось определение содержания техногенных радионуклидов  ${}^3\text{H}$ ,  ${}^{90}\text{Sr}$ ,  ${}^{239+240}\text{Pu}$ ,  ${}^{241}\text{Am}$ ,  ${}^{137}\text{Cs}$ .

В пробах воды объемом 10 л с помощью g-спектрометрических «прямых» измерений определялось содержание  ${}^{241}\text{Am}$ . Далее пробы концентрировались с помощью метода соосаждения. Опре-



деление содержания  $^{137}\text{Cs}$  проводилось с помощью g-спектрометрических измерений после соосаждения с гексацианоферратом меди. Определение содержания  $^{90}\text{Sr}$  выполнялось b-спектрометрическими измерениями по дочернему  $^{90}\text{Y}$  после предварительного соосаждения с карбонатом кальция и радиохимического выделения. Определение содержания  $^{239+240}\text{Pu}$  проводилось с помощью  $\alpha$ -спектрометрического анализа после предварительного соосаждения с гидроксидом железа (III), экстракционно-хроматографического выделения и электролитического осаждения [4].

## 2 Результаты

Содержание техногенных радионуклидов в воде водоемов площадки «Опытное поле» представлено в таблице 1.

Таблица 1.

### Содержание техногенных радионуклидов в воде на площадке

Место отбора	Удельная активность, Бк/кг				
	$^3\text{H}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
П1	< 11	< 0,01	$1,1 \pm 0,2$	$(1,0 \pm 0,2) \cdot 10^{-2}$	< 3
П1, К-1	< 11	< 0,01	$0,03 \pm 0,01$	$(2,3 \pm 0,4) \cdot 10^{-2}$	< 3
К-2	< 11	< 0,02	$0,08 \pm 0,01$	$(0,6 \pm 0,2) \cdot 10^{-2}$	< 3
«Тротиловое» озеро	< 12	< 0,01	$0,02 \pm 0,01$	$(2,5 \pm 0,3) \cdot 10^{-2}$	< 3
П2, Уч. № 4-1	< 12	< 0,01	$0,09 \pm 0,01$	$(0,7 \pm 0,2) \cdot 10^{-2}$	< 3
П2-М	< 11	< 0,02	$0,08 \pm 0,01$	$(5,0 \pm 0,2) \cdot 10^{-2}$	< 3
В-1	< 12	< 0,01	$2,5 \pm 0,4$	$(1,1 \pm 0,1) \cdot 10^{-2}$	< 3
П3, т. 5	< 12	< 0,01	$1,0 \pm 0,2$	$(2,3 \pm 0,4) \cdot 10^{-2}$	< 3
П5, Уч. № 3	$100 \pm 13$	< 0,04	$75 \pm 7$	$(1,7 \pm 0,3) \cdot 10^{-2}$	< 3
П5, Уч. № 4	< 14	$2,80 \pm 0,20$	$240 \pm 20$	$(2,9 \pm 0,5) \cdot 10^{-2}$	$(3,1 \pm 0,6) \cdot 10^{-3}$
П5, т. 6	< 12	< 0,03	$14 \pm 2$	$(1,0 \pm 0,2) \cdot 10^{-2}$	< 3

Несмотря на то, что в некоторых случаях зафиксировано достаточно высокое содержание техногенных радионуклидов в воде, данное загрязнение носит локальный характер.

Содержание радионуклидов в воде, отобранной в 3 различных точках по периметру «Атомного» озера представлено в таблице 2.

Таблица 2.

**Содержание радионуклидов в воде «Атомного» озера**

Удельная активность, Бк/кг			
$^3\text{H}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$
$100 \pm 13$	$< 0,01$	$0,32 \pm 0,05$	$(0,8 \pm 0,3) \cdot 10^{-3}$
$85 \pm 13$	$< 0,01$	$0,29 \pm 0,04$	$(0,6 \pm 0,3) \cdot 10^{-3}$
$75 \pm 13$	$< 0,01$	$0,23 \pm 0,03$	$(0,5 \pm 0,2) \cdot 10^{-3}$

Также в период с 2013 года были проведены исследования по распределению радионуклидов по глубине водной толщи (рис. 2). Согласно полученным результатам содержание  $^3\text{H}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностном слое минимальное, 180 Бк/кг и 0,4 Бк/кг соответственно. Максимальные значения достигаются на глубине 80 м, и для  $^3\text{H}$  составляют порядка 20 000 Бк/кг, для  $^{90}\text{Sr}$  – 14 Бк/кг. Такое распределение, а также дополнительные исследования (буровые работы, лабораторные эксперименты по выщелачиванию) позволяют сделать вывод, что основной механизм загрязнения воды «Атомного» озера — вымывание техногенных радионуклидов из грунта зоны навала.

Содержание радионуклидов в воде ручьев и водотоков из штолен, к которым они приурочены, площадки «Дегелен» представлены в таблице 3.

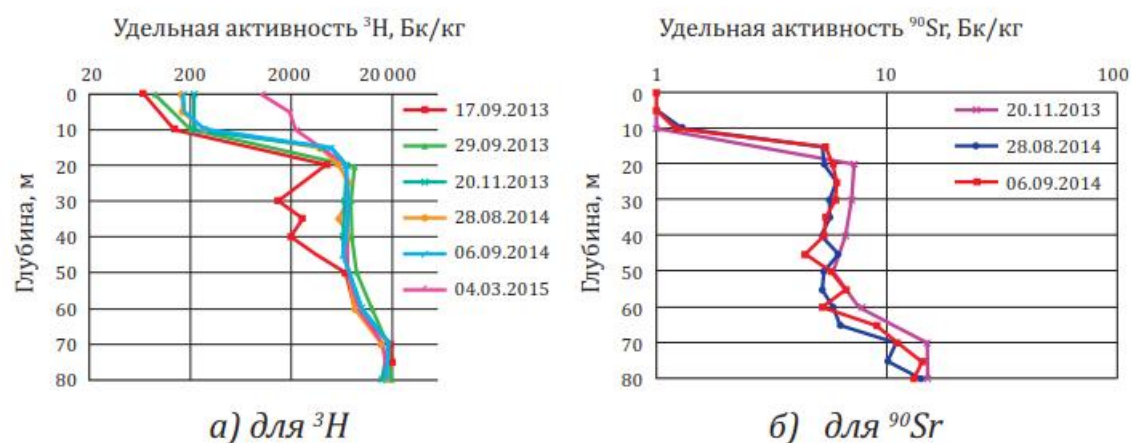


Рисунок 2. Распределение содержания радионуклидов по глубине «Атомного» озера: а) для  $^3\text{H}$ ; б) для  $^{90}\text{Sr}$



Таблица 3.

## Содержание радионуклидов в воде водооткоков из штолен и ручьев площадки «Дегелен»

Водоотки штолен	Удельная активность, Бк/кг			Ручьи	Удельная активность, Бк/кг		
	<sup>3</sup> H	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr		<sup>3</sup> H	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
шт. 511	(4,0±0,4)×10 <sup>4</sup>	55±5	110±10	р. Карабулак	(7,0±0,7)×10 <sup>4</sup>	< 0,02	1,4 ± 0,2
шт. 501	(1,4±0,1)×10 <sup>4</sup>	11±1	90±9	р. Актыбай	(3,5±0,3)×10 <sup>4</sup>	< 0,02	< 0,3·10 <sup>-2</sup>
шт. 503	(5±0,5)×10 <sup>4</sup>	75±7	90±9				
шт. 165	(2,9±0,3)×10 <sup>5</sup>	170±10	1300±100	р. Токтакушук	(1,0±0,1)×10 <sup>5</sup>	< 0,01	0,09 ± 0,01
шт. 176	(2,2±0,2)×10 <sup>5</sup>	45±4	80±8	р. Байтлес	(9,5±0,9)×10 <sup>4</sup>	< 0,01	1,3 ± 0,2
шт. 609	(6±0,6)×10 <sup>3</sup>	150±10	90±9				
шт. 204	(2,3±0,2)×10 <sup>5</sup>	0,1±0,01	<1	р. Узынбулак	(6,5±0,6)×10 <sup>4</sup>	< 0,01	1,0 ± 0,2
шт. 104	(1,8±0,2)×10 <sup>5</sup>	120±10	510±50				
шт. 203	(5,2±0,5)×10 <sup>4</sup>	< 0,02	<1	р. Безымянный 2	(4,5±0,4)×10 <sup>4</sup>	< 0,01	15 ± 2
шт. 802	(1,1±0,1)×10 <sup>5</sup>	0,20±0,02	<1				
шт. 177	(1,9±0,2)×10 <sup>5</sup>	6±1	680±60	р. Безымянный	(3,0±0,3)×10 <sup>4</sup>	< 0,01	< 0,01
шт. 504	(1,0±0,1)×10 <sup>5</sup>	310±30	480±40				
шт. 3-1	(1,3±0,1)×10 <sup>5</sup>	0,70±0,07	120±10				
шт. 506	(3,5±0,3)×10 <sup>4</sup>	0,30±0,03	90±9				



Согласно результатам, наименьшими миграционными способностями обладает  $^{137}\text{Cs}$ , дальность его распространения не превышает десятков метров от источника.  $^{90}\text{Sr}$  водным путем переносится от нескольких сотен метров, до нескольких километров.  $^3\text{H}$  практически не задерживается и распространяется по всему руслу ручья, до тех пор, пока он не пересыхает уже за пределами площадки «Дегелен».

На основе ранее проведенных исследований русла реки Шаган было зафиксировано и неоднократно подтверждено наличие высокого содержания  $^3\text{H}$  в воде на участке в районе 5 км от «Атомного» озера. Также на данном участке были проведены исследования по распределению  $^3\text{H}$  по глубине, согласно которым, даже в такой маловодной реке с глубиной 15 см максимальные значения  $^3\text{H}$  фиксируются в придонном слое (например, на поверхности удельная активность  $^3\text{H}$  составляет  $1000 \pm 100$  Бк/л, на глубине 15 см —  $85\,000 \pm 9000$  Бк/л по данным на 16.07 2015 г.).

В течение нескольких лет проводились комплексные исследования реки Шаган, которые включали в себя буровые работы с созданием скважин по левому берегу, а в месте максимального значения  $^3\text{H}$  — и по правому берегу.

По результатам комплексных исследований русло реки условно можно разделить на участки с различным механизмом загрязнения. На участке 1–2 км от «Атомного» озера — загрязнение обусловлено подтоком вод из «Атомного» озера, поступающего путем просачивания через водопроницаемые осадочные породы по направлению течения реки. На 5-м км — загрязнение обусловлено подтоком загрязненных трещинных вод с площадки «Балапан», поступающих напрямую в поверхностный водоток. На 8–12 км — источником загрязнения вод являются трещинные воды, поступающие путем просачивания через водопроницаемые осадочные породы по направлению течения реки и загрязняющие последовательно подрусловые воды, затем поверхностные. На 14–30 км — источником загрязнения являются подрусловые воды, загрязненные на предыдущем участке. Постепенное снижение загрязнения свидетельствует об отсутствии подтока трещинных вод.

Содержание техногенных радионуклидов в водных объектах «условно» чистых территорий находится ниже минимально-детектируемой активности. Ежегодный мониторинг таких водных объектов показывает, что изменение радионуклидного и химического состава воды не наблюдается.



## **Заключение**

Таким образом, в настоящее время радионуклидное загрязнение поверхностных водных объектов носит неоднозначный характер, сохраняя высокое содержание техногенных радионуклидов на территории испытательных площадок, и отсутствие (ниже минимально-детектируемой активности и ниже уровня вмешательства с водой) на «условно» чистых территориях.

## **Список литературы**

1. Паницкий А. В. Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива Дегелен / А. В. Паницкий, С. Н. Лукашенко, Р. Ю. Магашева // Актуальные вопросы радиозэкологии Казахстана [Сб. тр. Института радиационной безопасности и экологии за 2007–2009 гг.] / под рук. Лукашенко С. Н. Павлодар: Дом печати, 2010. — Вып. 2. — С. 57–102.

2. Айдарханов А. О. Состояние экосистемы реки Шаган и основные механизмы его формирования / А. О. Айдарханов, С. Н. Лукашенко, С. Б. Субботин [и др.]. // Актуальные вопросы радиозэкологии Казахстана [Сб. тр. Института радиационной безопасности и экологии за 2007–2009 гг.] / под рук. Лукашенко С. Н. Павлодар: Дом печати, 2010. — Вып. 2. — С. 9–56.

3. ГОСТ 24481–80. Вода питьевая. Отбор проб. — Утв. 1980–29–12. № 6043. М.: Изд-во стандартов, 1993. — 5с.

4. Методика определения содержания искусственных радионуклидов  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в природных водах методом концентрирования. ИЯФ НЯЦ РК регистрационный № 0307/3 от 5.04.2001.



## ПРИБРЕЖНЫЙ МОНИТОРИНГ БАРЕНЦЕВА МОРЯ В 2006–2015 ГОДАХ

Артемьев Г.Б., Уваров А. Д., Валетова Н. К., Петренко Г. И.,  
Полухина А. М., Епифанов.А.О., Каширцева И. В.  
*ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск*

Работы по прибрежному радиационному мониторингу в рамках российско-норвежского сотрудничества были инициализированы в 2006 г. и проводятся по сегодняшний день. Основная направленность работ — измерение существующих уровней загрязнения морской среды искусственными и природными радионуклидами в районах российского и норвежского побережий Баренцева моря на основе единых объектов наблюдений и единых методических принципах, и, в конечном итоге, возможность для обеих стран отслеживать тренды радиационной обстановки в прибрежных районах Баренцева моря. В рамках данного сотрудничества российской стороной производится измерение существующих уровней загрязнения морской среды искусственными и природными радионуклидами на станции прибрежного мониторинга (побережье Кольского полуострова, п. Териберка). Схемы размещения станций наблюдения показаны на рис. 1. Отличительной чертой проводимых работ является их комплексный характер, т.е. содержание радионуклидов определяется одновременно не только в традиционных для Росгидромета объектах — морской воде, донных отложениях и почве, но и в морской биоте (морской рыбе, водорослях и моллюсках). С 2015 г. перечень отбираемых проб был расширен несколькими видами пресноводной рыбы, грибов и ягод. В пробах морской воды определяются  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и тритий, для донных отложений и биоты производятся гамма-спектрометрические измерения, определение  $^{90}\text{Sr}$  и изотопов плутония. Из природных радионуклидов в пробах поверхностной морской воды производится определение объемной активности  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  и  $^{210}\text{Pb}$ .

Очевидно, что достижение основной цели совместного мониторинга — отслеживание тенденций (трендов) в радиационной обстановке, как в прибрежных районах Баренцева моря, так и в районах открытого моря, требует проведения многолетних наблюдений. Первоначальная продолжительность совместного проекта по мониторингу была определена в три года, а именно, 2006–2008 гг., однако, в процессе выполнения работ стало очевидно, что трехлетнего цикла работ недостаточно для выявле-



ния тенденций в изменении уровней содержания радионуклидов в объектах морской среды. Поэтому стороны дважды принимали решение о продолжении работ по совместному российско-норвежскому проекту по мониторингу, каждый раз еще на три года. Подробные результаты работ, выполненные российскими участниками проекта, приведены в статье в журнале «Арктика: экология и экономика» [1], докладывались на Международной конференции «Радиоэкология и радиоактивность в окружающей среде», Берген, Норвегия, 15–20 июня 2008 г. [2], а результаты первых лет работы по проекту также отражены в отчете 2009 г. по Программе АМАП [3]. В настоящем докладе представлены основные данные, полученные в ходе многолетнего комплексного радиационного мониторинга.

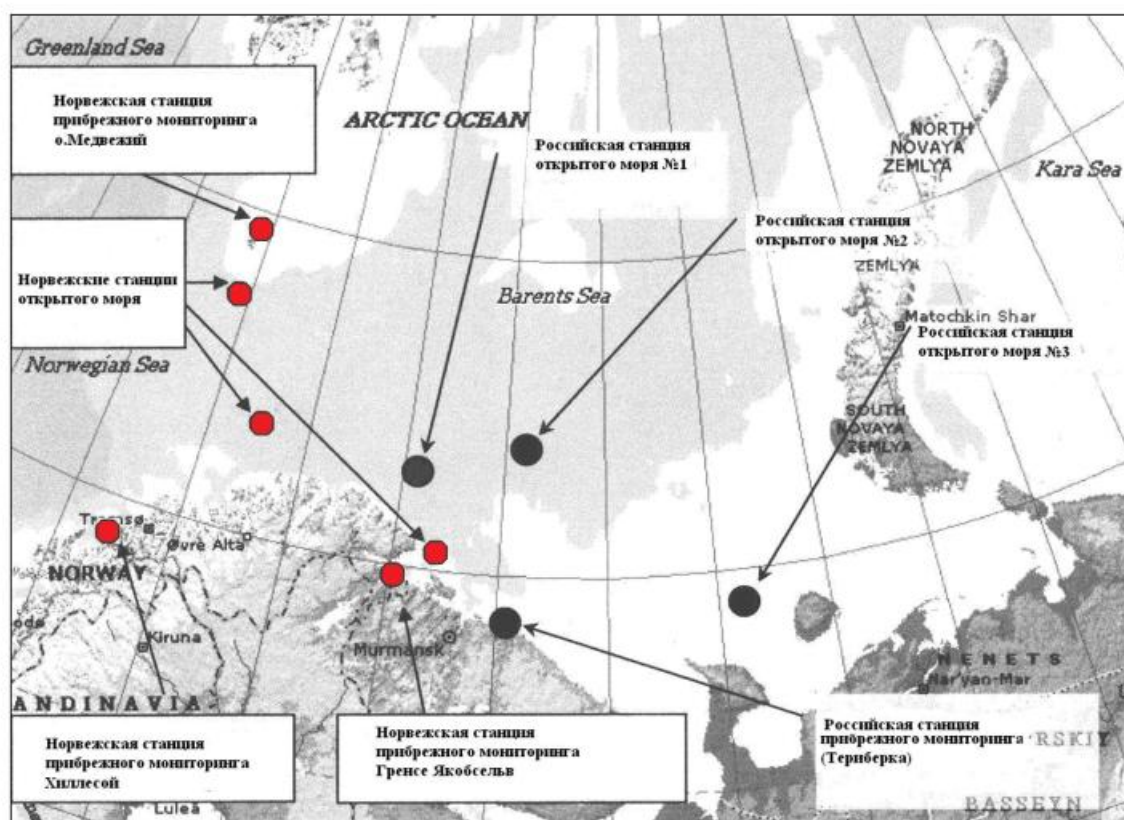


Рисунок 1. Расположение станций отбора проб морской среды в рамках совместного проекта по мониторингу.

На рис. 2 показано содержание техногенных радионуклидов в пробах морской воды в 2006–2015 гг. Результаты свидетельствуют об отсутствии какого-либо влияния деятельности радиационно-опасных объектов (РОО) Кольского полуострова на радиоактивное загрязнение побережья Баренцева моря.



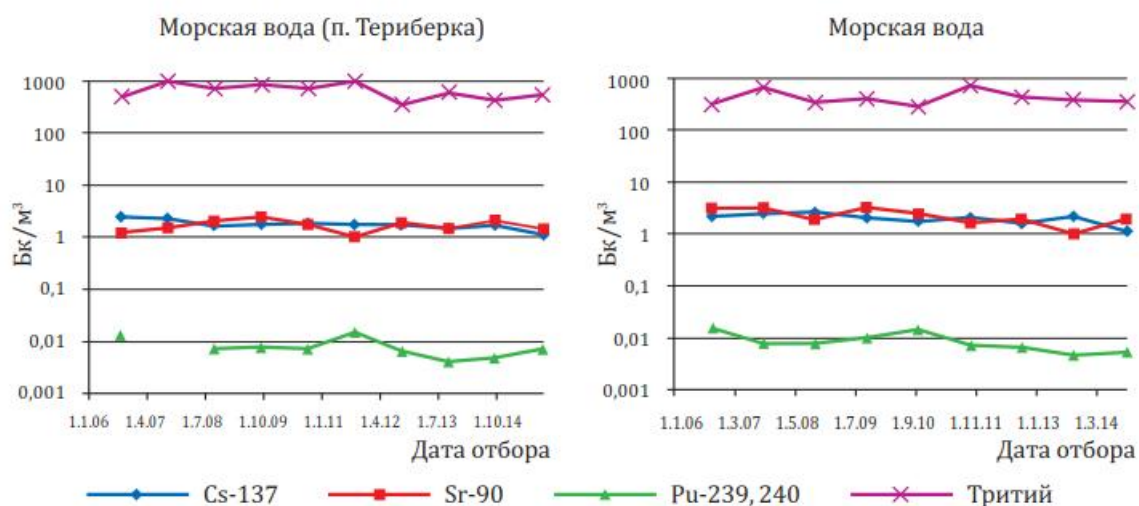


Рисунок 2. Содержание техногенных радионуклидов в пробах морской воды в 2006–2014 гг. Слева — Кольский полуостров прибрежные воды (п. Терiberка), справа — открытое Баренцево море.

Измеренные уровни содержания долгоживущих радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в отбираемых пробах находятся в диапазоне, характерном для глобального источника радиоактивного загрязнения и сопоставимы с результатами мониторинга, проводимого на станциях открытого Баренцева моря. Радионуклидов, характерных только для работы РОО и отсутствующих в составе глобального источника, в пробах морской среды обнаружено не было.

В табл. 1 представлены результаты измерений содержания в морской воде естественных радионуклидов. Как видим из таблицы, содержание естественных радионуклидов с течением времени практически не изменяется.

Таблица 1

**Удельная активность  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  и  $^{210}\text{Pb}$  в морской воде Баренцева моря в 2007–2014 гг.**

Год	$^{226}\text{Ra}$ , Бк/м <sup>3</sup>	$^{228}\text{Ra}$ , Бк/м <sup>3</sup>	$^{210}\text{Pb}$ , Бк/м <sup>3</sup>
2007	7,3 ± 2,9 / 1,1 ± 0,4	1,5 ± 0,7 / < 0,7	22,7 ± 4,7 / 1,6 ± 0,2
2008	5,9 ± 1,6 / 2,4 ± 0,7	2,1 ± 0,8 / < 0,6	18,6 ± 3,2 / 2,0 ± 0,4
2009	8,4 ± 1,7 / 2,3 ± 0,6	2,4 ± 0,7 / < 0,6	24,3 ± 4,1 / 2,2 ± 0,4
2010	6,5 ± 1,6 / 1,9 ± 0,5	2,2 ± 0,6 / < 0,6	21,0 ± 11 / 2,0 ± 1,5
2011	5,4 ± 1,0 / 2,3 ± 0,6	2,5 ± 0,6 / < 0,6	19,0 ± 7,4 / 2,2 ± 1,4
2012	6,8 ± 1,4 / 2,6 ± 0,6	2,5 ± 0,7 / < 0,6	23,1 ± 7,6 / 2,4 ± 0,9
2013	6,3 ± 1,4 / 2,3 ± 1,0	2,2 ± 0,7 / < 0,6	14,7 ± 2,1 / 2,1 ± 0,3
2014	7,2 ± 1,6 / 2,7 ± 0,6	2,0 ± 0,6 / < 0,6	21,7 ± 3,2 / 2,4 ± 0,6



В табл. 2 представлены результаты измерений содержания в поверхностных донных отложениях содержание  $^{137}\text{Cs}$ . Измеренные уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  в отбираемых пробах находятся в диапазоне, характерном для прибрежных районов Баренцева моря [4].

Таблица 2

**Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных пробах прибрежных донных отложений в районе пос. Териберка в 2006–2015 годах**

Время отбора проб, г.	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг сухой массы
2006	0.48±0.05
2007	0.6±0.05
2008	0.35±0.06
2009	1.1±0.5
2010	1.1±0.4
2011	0.74±0.2
2012	0.65±0.2
2013	0.5±0.2
2014	1.1±0.5
2015	0.74±0.4

Проведенные исследования по уровням содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в пробах разных видов рыб отобранных вблизи побережья у п. Териберка показали, что содержание этих радионуклидов находится в диапазоне, характерном для других районов Баренцева моря [4] и на несколько порядков меньше допустимых уровней содержания в рыбе.

Суммируя сказанное, можно отметить, что данные радионуклидного анализа проб морской среды, отобранных в ходе многолетних работ по совместному проекту, на российской станции прибрежного мониторинга (район пос. Териберка на побережье Кольского полуострова) свидетельствуют об отсутствии какого-либо влияния деятельности радиационно-опасных объектов (РОО) Кольского полуострова и переноса радионуклидов с мест захоронения РОО. Измеренные уровни содержания в объектах морской среды долгоживущих радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и трития находятся в диапазоне, характерном для радиоактивного загрязнения Баренцева моря.



## Список литературы

1. А. И. Никитин, В. М. Шершаков, Ю. С. Цатуров. Совместные российско-норвежские исследования радиоактивного загрязнения западных арктических морей в районах, подверженных воздействию локальных источников.— Арктика: экология и экономика.—№ 2, 2011.— с. 26–35.
2. A. Nikitin, A. Kabanov, N. Valetova, G. Dunaev, I. Katrich, G. Petrenko, A. Polukhina, YTsaturov, A. Pedchenko, A. Semenov, T. Korotkova, A. Rudjord, T. Gäfvert, A. Brungot, B. Lind, B. Møller, I. Sværen. The Joint Russian-Norwegian Project on Monitoring “Investigation of marine environment radioactive contamination of the Barents Sea”. Results received by participants during the year 2006.— In: International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity, 15–20 June, 2008, Bergen, Norway.— Proceedings, Posters –Part 2, Edited by P. Strand, J. Brown, T. Jolle, Norwegian Radiation Protection Authority, Osteras, Norway, June, 2008, pp.251–254.
3. AMAP Assessment 2009: Radioactivity in the Arctic.— Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 2010.
4. И. С. Усягина. Распределение и пути миграции искусственных радионуклидов в экосистеме Баренцева моря. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. ФГБУ Мурманский морской биологический институт кольского научного центра РАН. Мурманск, 2012, 210 с.



## **ОЦЕНКА ИНТЕНСИВНОСТИ МИГРАЦИИ ЦЕЗИЯ-137 В ТИПИЧНЫХ ПОЧВАХ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ**

Бакарикова Ж. В., Жукова О. М., Самсонов В. Л.  
*Республиканский центр по гидрометеорологии,  
контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу  
окружающей среды, Республика Беларусь, г. Минск*

### **Введение**

Как известно, основными способами вертикальной миграции радионуклидов являются два механизма — диффузия, непосредственно вызывающая перемещение не только находящихся в растворе, но и адсорбированных ионов, и конвективный перенос радионуклидов вглубь почвы с потоком влаги. Качественное различие в характере действия этих двух факторов заключается в том, что в результате конвективного переноса происходит смещение максимума концентрации вглубь почвы, а диффузия вызывает расширение зоны нахождения радионуклида с одновременным уменьшением максимума его концентрации. Интенсивность конвективного переноса и диффузии радионуклидов тесно связана с поглощением и прочностью закрепления последних в твердой фазе почвы (сорбцией) и обратным процессом (десорбцией).

В первые годы после аварии на ЧАЭС скорость вертикальной миграции обуславливалась в основном двумя механизмами — диффузией и конвективным переносом радионуклидов вглубь почвы с потоком влаги, причем именно конвективный перенос определял глубину проникновения радионуклидов, т.е. глубину, на которую промигрировало более 1% от общего запаса радионуклида в 30-ти сантиметровом слое почвы.

### **Результаты исследований**

Многолетние наблюдения за процессами вертикальной миграции радионуклидов чернобыльского происхождения проводятся на сети ландшафтно-геохимических полигонов (ЛГХП) Республиканского центра по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды Минприроды Республики Беларусь. ЛГХП заложены в типичных ландшафтно-геохимических условиях в зонах с различными уровнями радиоактивного загрязнения.



Послойный отбор проб на ЛГХП осуществлялся на глубину 30 см с шагом 1 см. Измерения содержания цезия-137 в отобранных пробах проводились на полупроводниковых гамма-спектрометрах.

В настоящей статье представлены результаты исследований процессов вертикальной миграции цезия-137 на 4-х типах почв: дерново-подзолистая песчаная, дерново-подзолистая песчаная с признаками избыточного увлажнения, дерново-перегнойно-торфянисто-глеевая, аллювиальная торфяно-глеевая.

На рисунках 1–4 представлено фактическое распределение цезия-137 по почвенному профилю четырех почв в период начала наблюдений, спустя 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС и в настоящее время.

Как видно из графиков, представленных на рис. 1, процесс заглубления радионуклидов в дерново-подзолистой песчаной почве идет очень медленно, даже спустя почти 30 лет после чернобыльской аварии основной запас цезия-137 (более 90%) сосредоточен в верхнем 5 см слое почвы. Глубина проникновения, т.е. глубина, на которую промигрировало более 1% радионуклида от его содержания в 30-см слое почвы, к 2012 г. достигла 11 см.

Как видно из графиков, представленных на рис. 2, процессы миграции цезия-137 вглубь дерново-подзолистой песчаной с признаками избыточного увлажнения почвы протекают гораздо интенсивнее, чем в дерново-подзолистой автоморфной почве. К 2015 году в верхнем 5-см слое почвы осталось около 60% от общего запаса радионуклида, в верхнем 10-см слое — около 80%. Глубина проникновения к 2015 г. достигла 17 см.

Как видно из графиков, представленных на рис. 3, глубина проникновения радионуклида в дерново-подзолистой перегнойно-торфянисто-глеевой почве к 2014 г. достигла 15 см, что соизмеримо с глубиной проникновения цезия-137 в дерново-подзолистой избыточно увлажненной почве. В отличие от дерново-подзолистой с признаками избыточного увлажнения почвы в почве перегнойно-торфянисто-глеевой к 2014 году в верхнем 5-см слое почвы находилось 70% от общего запаса радионуклида, в верхнем 10-см слое — 86%. Т.е., несмотря на то, что глубина проникновения цезия в этих двух почвах приблизительно равна, распределение радионуклида по профилю существенно отличается.



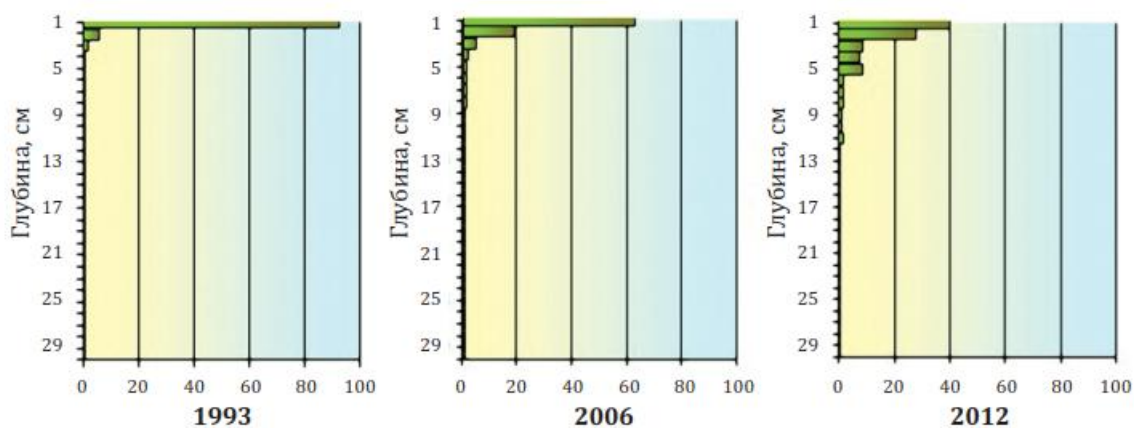


Рисунок 1. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  (% от запаса в 30-ти см слое) в дерново-подзолистой песчаной почве.

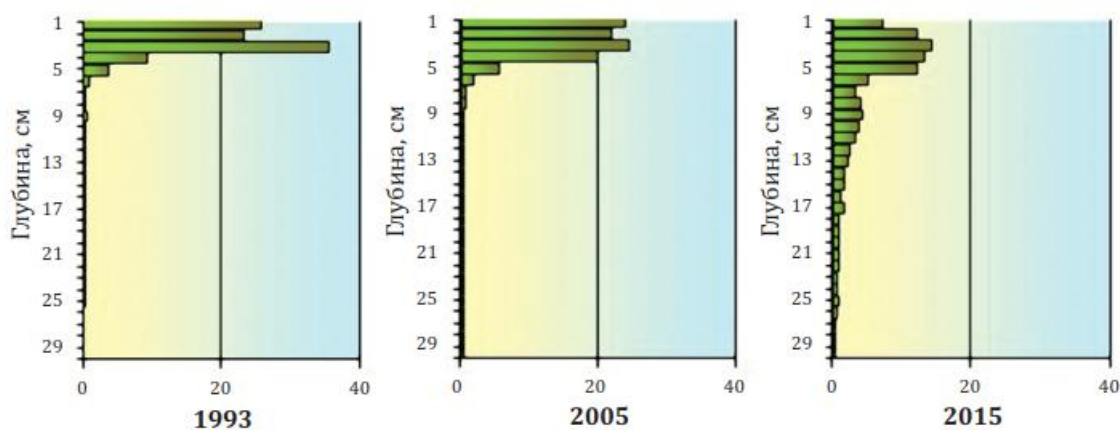


Рисунок 2. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  (% от запаса в 30-ти см слое) в дерново-подзолистой песчаной с признаками избыточного увлажнения почвы.

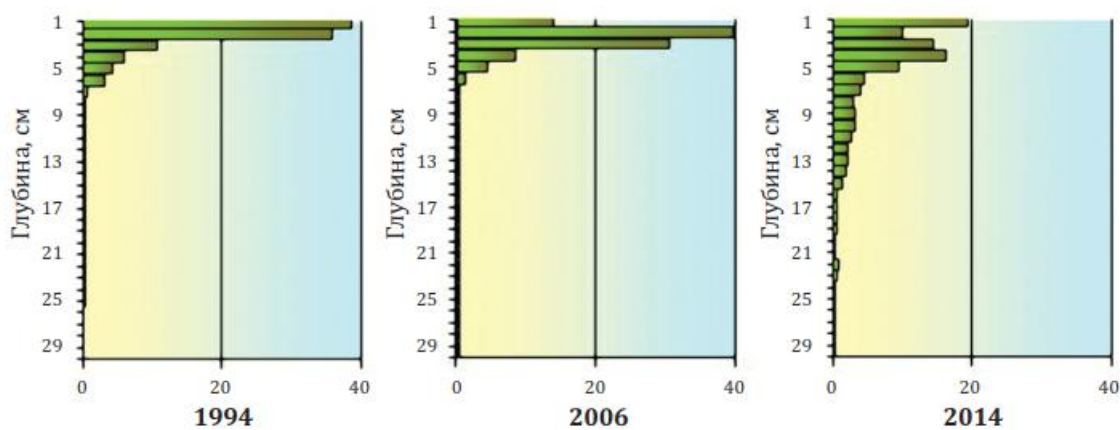


Рисунок 3. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  (% от запаса в 30-ти см слое) в дерново-подзолистой перегнойно-торфянисто-глеевой почве.



Из рис. 4 видно, что глубина проникновения цезия-137 к 2015 г. в аллювиальной торфяно-глеевой почве достигла 17 см, что соизмеримо с глубиной проникновения этого радионуклида в двух предыдущих почвах. В аллювиальной торфяно-глеевой почве к 2015 году в верхнем 5-см слое почвы находилось 67% от общего запаса радионуклида, в верхнем 10-см слое — 84% (практически как и в дерново-подзолистой перегнойно-торфянисто-глеевой почве).

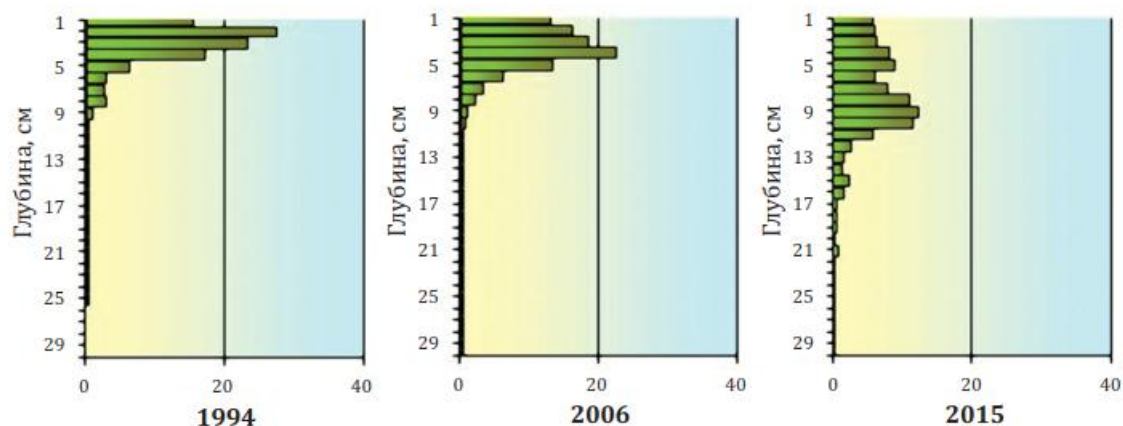


Рисунок 4. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  (% от запаса в 30-ти см слое) в аллювиальной торфяно-глеевой почве.

### Обработка и обсуждение результатов исследований

Обработка результатов многолетних наблюдений за процессами вертикальной миграции радионуклидов чернобыльского происхождения, полученных на сети ЛГХП, и расчет количественных параметров вертикальной миграции производился с использованием квази-диффузионной модели (КДМ) [1]. Тестирование КДМ на фактических данных 1996 года свидетельствовало о том, что модель адекватно описывала процессы миграции [2].

С помощью квази-диффузионной модели (КДМ) были рассчитаны следующие количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов по профилю почв:

Коэффициент квазидиффузии,  $D_{sr}$ ,  $\times 10^{-7}$  см<sup>2</sup>/с;

Глубина среднего смещения\*,  $x_{sr}$ , см;

Линейная скорость смещения,  $V$ , см/год

\*  $x_{sr}$  рассчитывается по формуле:

$$\bar{x} = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \sqrt{D\tau} = 1.128\sqrt{D\tau}$$



где  $x$  — расстояние от поверхности земли,  
 $t$  — время, прошедшее с момента выпадения радионуклида,  
 $D$  — коэффициент диффузии.

При этом количество вещества, проникшее глубже  $x$ , равно 42,5% от суммарного его количества, проникшее глубже  $2x$  равно 11,1%; глубже  $3x$  — 1,66%.

На графике, представленном на рис. 5, отчетливо прослеживается тенденция снижения линейной скорости миграции цезия-137 вплоть до 2004–2005 гг, далее эта величина практически не изменяется, хотя наблюдаются небольшие флуктуации как в сторону увеличения, так и в сторону уменьшения.



Рисунок 5. Динамика линейной скорости миграции цезия-137,  $V$ , см/год, по профилю различных типов почв.

В настоящее время в почвах различного генезиса и степени увлажненности линейная скорость миграции  $^{137}\text{Cs}$  приблизительно сравнялась и составляет 0,20–0,35 см/год, хотя в первое десятилетие после аварии она значительно варьировалась: для дерново-подзолистых почв различного гранулометрического состава эта величина составляла менее 0,4 см/год, для дерново-подзолистых песчаных и супесчаных с признаками избыточного увлажнения — 0,4–0,7 см/год, для дерново-подзолистых глееватых и глеевых — 0,7–1,2 см/год.

Как видно из рис. 6, данный параметр миграции за период наблюдений, т.е. с 1993 г., изменился незначительно для всех 4-х ти-

пов почв: центр запаса радионуклида сместился вглубь приблизительно на 2,5 см для дерново-подзолистой песчаной и аллювиальной почв, на дерново-подзолистой избыточно увлажненной почве среднее смещение цезия было около 3,5 см и на перегнойно-торфянисто-глеевой почве — около 4,0 см (см. таблицу 1). Основная доля  $^{137}\text{Cs}$  находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы.



Рисунок 6. Динамика величины среднего смещения цезия-137,  $x_{sr}$ , см, по профилю различных типов почв.

Снижение скорости смещения  $^{137}\text{Cs}$  обусловило тот факт, что последние несколько лет глубина проникновения радионуклида практически не увеличивается и находится в пределах 10 см для автоморфных почв и 12–16 см для полугидроморфных почв различного генезиса.

Таким образом, спустя 20 лет после аварии были выявлены новые тенденции в перераспределении радионуклидов по почвенному профилю, которые подтверждаются результатами исследований последних 10 лет. Диффузия была и остается доминирующим механизмом вертикальной миграции как в первый период после аварии, так и в настоящее время (в зависимости от типа почв от 60 до 95% от общего запаса радионуклидов в верхнем 30-см слое почвы мигрируют за счет диффузионных процессов), конвективный же перенос перестал играть значимую роль в перераспределении  $^{137}\text{Cs}$ .



**Динамика проникновения  $^{137}\text{Cs}$  вглубь почвенного профиля**

Тип почвы	Глубина проникновения $^{137}\text{Cs}$ , см	Увеличение $x_{\text{sr}}$ за период 1993–2015 гг.	
		%	см
Дерново-подзолистая песчаная	11	~60	~2,5
Аллювиальная торфяно-глеевая	17	~70	~2,5
Дерново-подзолистая перегнойно-торфянисто-глеевая	15	~50	~4,0
Дерново-подзолистая песчаная с признаками избыточного увлажнения	17	~60	~3,5

Большая часть радионуклидов, выпавших на поверхность почвы и вступивших во взаимодействие с почвенным поглощающим комплексом, находится в фиксированной форме, что не позволяет  $^{137}\text{Cs}$  проникать вглубь почвенного профиля вместе с коллоидными частицами. Наличие геохимических барьеров (мощных слоев дернины, перегнойных горизонтов, прослойки глинистых минералов) обуславливает снижение интенсивности миграционных процессов. Основная доля  $^{137}\text{Cs}$  находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы.

Полученные данные свидетельствуют о необходимости учета изменения с течением времени скорости миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве при прогнозировании его распределения по вертикальному профилю почв.

**Список литературы**

1. В. М. Прохоров. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М., Энергоиздат, 1982.
2. Dynamics of radiation situation on the territory of Belarus and migration of radionuclides in different types of soils after Chernobyl catastrophe / Shagalova E., Zhukova O., Germenchuk M., Matveenko I., Bakarikova Zh. // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 246. N3–2000. — P. 521–525.



## **ПРОГРАММНЫЙ КОМПЛЕКС ДЛЯ ОПЕРАТИВНОГО АНАЛИЗА И ПРОГНОЗА АВАРИЙНОГО РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

Р. В. Бородин, М. П. Коломеев, А. Ю. Похил, А. В. Крылова  
*ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск*

Проблема обеспечения радиационной безопасности населения и охраны окружающей среды инициирует создание современных систем радиационного мониторинга и компьютерных систем информационной поддержки принятия решений в случае радиационных аварий. После ряда крупных аварий на радиационно опасных объектах, особенно после аварии на Чернобыльской АЭС, разработка таких систем стала необходимой частью планов национальной безопасности многих стран.

Для выполнения функций предоставления информации об аварийном радиоактивном загрязнении окружающей среды на федеральном уровне Росгидрометом определено ФГБУ «НПО «Тайфун», в составе которого функционирует Федеральный информационно-аналитический Центр Росгидромета по обеспечению оперативной и прогностической информацией в чрезвычайных ситуациях, связанных с аварийным загрязнением окружающей среды на территории РФ (ФИАЦ Росгидромета).

Основу программно-технического комплекса, разработанного в ФИАЦ Росгидромета, составляет система RECASS [1–15]. Программный комплекс предназначен для анализа обстановки и прогноза последствий аварийных поступлений загрязняющих веществ в окружающую среду вследствие чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера.

Основные задачи программного комплекса:

- обеспечение непрерывного сбора оперативных данных о состоянии и уровне загрязнения окружающей среды, метеорологической информации, организация загрузки, хранения и архивации поступающих данных;
- оперативный анализ обстановки и прогноз распространения загрязнения в случае аварийных выбросов в окружающую среду;
- расчет дозовых нагрузок на население;



- выработка рекомендаций по проведению защитных мероприятий для населения в случае аварийных ситуаций;
- обеспечение одновременного многопользовательского доступа к оперативным и расчетным данным;
- обеспечение возможности проведения расчетов в случае учений и тренировок.

Общее развитие современной компьютерной техники, каналов связи, операционных систем и программных технологий, развитие алгоритмов и физико-математических методов и подходов, расширение перечня решаемых задач определяет необходимость своевременной модернизации и непрерывного развития и совершенствования программно-технического комплекса ФИАЦ Росгидромета.

В настоящее время разработано новое поколение программного обеспечения системы RECASS, предназначенное для работы в исполняющей среде платформы «Microsoft.NET Framework» с использованием возможностей 64-разрядной многопроцессорной архитектуры.

Работа программного обеспечения системы построена по технологии «клиент-сервер». В общем случае в состав системы входит несколько клиентских компьютеров, взаимодействующих с несколькими серверами. Весь комплекс программных средств системы можно разделить на две части: серверную и клиентскую.

Программное обеспечение серверной части работает непрерывно, обеспечивая функции загрузки оперативной информации в интегрированный банк данных (ИБД) системы. Все расчеты проводятся на сервере, результаты расчетов также сохраняются в ИБД.

Программное обеспечение клиентской части обеспечивает управление расчетами, доступ к оперативным и расчетным данным, представление информации на картографической основе, формирование отчетных материалов.

Связь программного обеспечения клиентской и серверной части и обмен данными между ними осуществляется по протоколу TCP/IP с помощью телекоммуникационной службы, установленной на сервере.

Общая схема взаимодействия основных компонентов серверной части системы показана на рис. 1.

Интегрированный банк данных состоит из трех основных частей:



- базы оперативных данных (БОД);
- базы системных данных (БСД);
- базы результатов расчетов (БРР).

В БОД хранится постоянно обновляющаяся информация:

- данные сетевых наблюдений — данные метеорологических и радиометрических наблюдений, проводимых на станциях и постах, входящих в единую сеть Всемирной Метеорологической Организации (ВМО);
- данные локальных наблюдений — данные метеорологических и радиометрических наблюдений, проводимых на автоматических метеостанциях и постах, расположенных, как правило, вокруг контролируемого объекта;
- данные анализа и прогноза — результаты численного прогноза метеорологических величин, поступающие в виде сеток из специализированных прогностических центров по Глобальной сети телесвязи ВМО.

Данные наблюдений хранятся в виде таблиц реляционных баз данных. Поля анализа и прогноза метеорологических элементов хранятся в виде набора библиотек сеток, сгруппированных по дате и/или сроку.

В БСД хранится редко изменяемая информация:

- данные о метеорологических и радиометрических станциях и постах;
- данные о населенных пунктах;
- данные о физико-химических свойствах отравляющих веществ, радионуклидах, дозовых факторах;
- наборы сеток шероховатости и рельефа местности различного масштаба и разрешения;
- гидрологические макеты местности;
- картографическая информация;
- параметры расчетных модулей.

Данные разного типа хранятся различным образом: в виде таблиц реляционных баз данных, в виде библиотек сеток, в виде текстовых и бинарных файлов определенной структуры.

В базе результатов расчетов хранятся результаты работы расчетных модулей (например, наборы пространственно-временных полей распределения загрязняющих веществ в природных средах, рекомендации о проведении защитных мероприятий и т.д.).



Для каждого расчёта, идентифицируемого уникальным ключом, отводится свой раздел, в котором хранятся результаты работы всех расчетных модулей цепочки, копия сообщения об аварии, журнал расчета, который используется модулями для выдачи сообщений и служебная информация о расчете.

Проведение расчета может быть инициировано интерактивно или автоматически. В интерактивном режиме расчет инициируется клиентом, приславшим на сервер формализованное сообщение об аварии. В автоматическом режиме проводятся регулярные расчеты, запускаемые по таймеру с заданной периодичностью. В этом случае для расчета используется заранее составленное сообщение об аварии, актуализированное на момент запуска. Сообщение об аварии содержит формализованное описание аварийного поступления загрязняющих веществ в окружающую среду (сценарий) и параметры расчета.

«Диспетчер задач» реализован в виде службы (сервиса) операционной системы Windows. Сервис постоянно находится в оперативной памяти сервера, ожидая наступления одного из зарегистрированных событий, например, поступления от клиента сигнала, содержащего формализованное сообщение об аварии и задание на расчет.

После анализа сигнала «Диспетчер задач» запускает на выполнение соответствующий расчет — цепочку последовательно исполняемых расчетных модулей. Для каждого расчета «Диспетчер задач» выделяет отдельный поток, поэтому несколько одновременно проводимых расчетов выполняются параллельно. Распределение процессорного времени между потоками осуществляется с помощью стандартного механизма, предоставляемого операционной системой, установленной на многопроцессорном сервере.

Список расчетных цепочек, порядок выполнения модулей и вся сопутствующая информация хранится в «Реестре» RECASS.

«Реестр» содержит список расчетных цепочек, зарегистрированных на сервере, состав каждой цепочки, спецификацию маршрутов потоков данных, описание расчетных модулей, типов и форматов наборов данных. В описание каждого модуля (на этапе регистрации модуля в системе) включается список входных и выходных наборов данных. Входным набором данных для модуля может быть либо результат работы одного из предыдущих модулей в цепочке, либо набор данных из БСД, путь к которому определен в системном файле маршрутов.





*Рисунок 1. Общая схема взаимодействия компонентов серверной части*

Программно-расчетный блок системы построен по модульному принципу. Каждый модуль выполняет свою задачу, взаимодействуя с другими только на уровне данных. При проведении расчета модули расчетной цепочки запускаются последовательно, результаты работы одного из модулей могут являться исходными данными для одного или нескольких последующих.

На сервере может быть зарегистрировано множество расчетных цепочек, предназначенных для решения различных задач.

Для расчета последствий аварийного выброса радиоактивных веществ в атмосферу с последующим осаждением и переносом радионуклидов по озерно-речной сети используется следующая цепочка расчетных модулей:

- модуль анализа сообщения об аварии;
- модуль подготовки сценария и параметров расчета;
- метеорологический препроцессор;
- модуль адаптации полей ветра к локальному рельефу;
- блок модулей расчета мезомасштабного атмосферного переноса;
- гидрологический блок;
- модуль расчета доз;
- блок выработки рекомендаций о необходимости проведения мероприятий по защите населения.

Модули анализа сообщения об аварии и подготовки сценария и параметров расчета проверяют входящее сообщение и форми-



руют уточненный сценарий расчета с учетом заданных системных параметров.

Метеорологический препроцессор, на основе данных метеорологических наблюдений и полей анализа и прогноза метеорологических элементов, подготавливает специализированный пространственно-временной набор полей, необходимых для работы последующих модулей:

- трехмерное поле компонентов скорости ветра;
- интенсивность осадков;
- параметр устойчивости Смита;
- высота пограничного слоя атмосферы;
- параметр шероховатости;
- динамическая скорость (скорость трения);
- приземная температура.

Для каждого метеорологического элемента подготавливается набор полей с заданной дискретностью по времени на весь период моделирования.

Модуль адаптации полей ветра к локальному рельефу обрабатывает трехмерные сетки ветра, полученные в результате работы метеопроцессора. В основе схемы адаптации лежит поиск ближайшего к исходному фоновому потоку поля ветра, удовлетворяющего условиям бездивергентности и параллельности приземного вектора скорости ветра поверхности топографии.

Мезомасштабная модель атмосферной диффузии позволяет рассчитывать пространственно-временные поля приземной концентрации и плотности выпадений загрязняющей примеси для зоны до 100 км вокруг источника. Облако загрязняющих веществ в модели имитируется суперпозицией индивидуальных клубов, характеризующихся гауссовым распределением концентрации по горизонтали. Вертикальное распределение концентрации в клубе представляется аналитическим решением, полученным с учетом процессов гравитационного оседания, взаимодействия с подстилающей поверхностью и верхней границей атмосферного пограничного слоя. В модели также учитываются процессы влажного вымывания примеси жидкими и твердыми осадками и радиоактивный распад.

Гидрологический блок включает в себя модели переноса радиоактивных веществ по водным объектам [7,10]. Результатом работы гидрологического блока является набор полей концентраций радиоактивных веществ в речной сети и водоемах. Расче-



ты проводятся на основе предварительно подготовленного банка гидрологических макетов системы поверхностных вод в районах расположения объектов.

Гидрологический макет состоит из графических элементов — связанных между собой ломаных линий (для водотоков) и многоугольников (для водоемов), представляющих гидрографическую сеть, каждому из которых соответствует водный объект — участок реки или водоема с одинаковыми гидрологическими и гидрометрическими характеристиками (однородный участок). Между соседними водными объектами установлены логические связи донор-приемник, определяющие направление водообмена между ними. В случае если водоем имеет большие размеры, то он разбивается на отдельные боксы, между которыми задаются потоки, осуществляемые течениями.

Модуль расчета доз рассчитывает поля заданных дозовых характеристик (например, индивидуальной эффективной эквивалентной дозы, дозы на критические органы за первые 2 и 10 суток и т.д.), используемых для выработки рекомендаций о необходимости проведения защитных мероприятий согласно критериям, установленным действующими Нормами радиационной безопасности. При расчете доз используется банк данных, содержащий информацию о радиационных характеристиках свыше 400 радионуклидов, о цепочках радиоактивного распада и значениях коэффициентов дозового преобразования.

Блок контрмер формирует зоны проведения защитных мероприятий для населения, выбирает из базы данных населенные пункты, попадающие в зоны, составляет документ с рекомендациями о проведении мероприятий по защите населения.

Основным компонентом клиентской части системы является специализированное программное средство «Терминал» (рис. 2–3).

Функции «Терминала»:

- соединение с одним из серверов системы;
- просмотр содержимого базы оперативных данных;
- формирование сообщения об аварии и задания на расчет;
- запуск расчета и управление процессом выполнения расчетов;
- просмотр исходных данных и результатов расчетов;
- отображение пространственно-распределенных данных на картографической основе;
- формирование отчетных материалов.



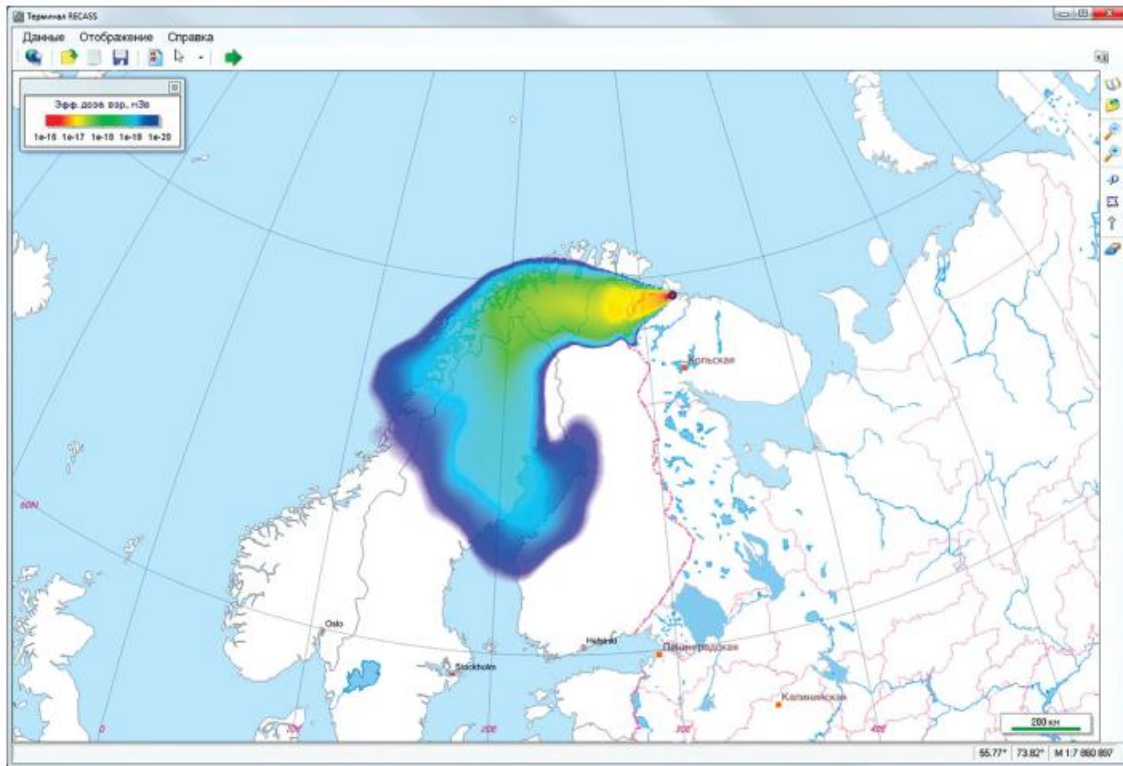


Рисунок 2. Главное окно «Терминала»

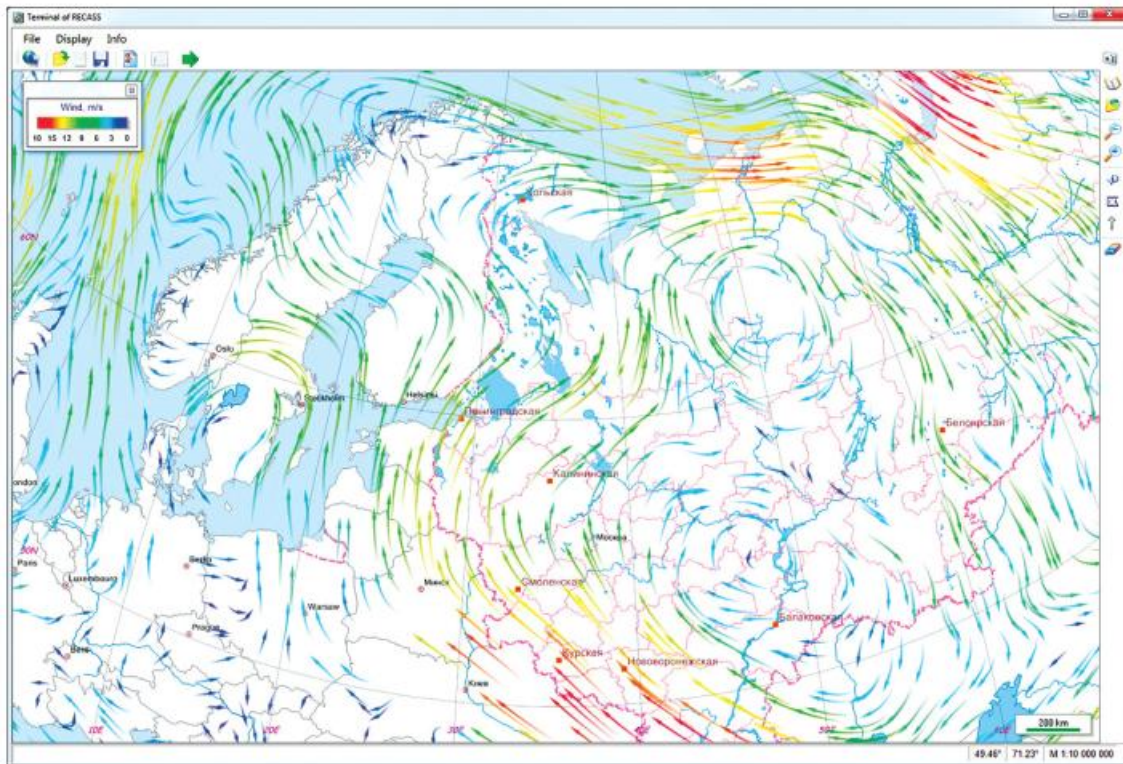


Рисунок 3. Просмотр оперативных данных



В состав системы RECASS также входит автономная подсистема «Экспресс» [13] — инструмент эксперта, оценивающего последствия атмосферного выброса радиоактивных веществ на ранней стадии аварии, произошедшей на радиационно-опасном объекте (рис. 4).

«Экспресс» предназначен для оперативного расчета загрязнения атмосферы и подстилающей поверхности, радиационных доз и зон проведения контрмер в случае аварии на радиационно-опасном объекте с целью обоснования решений по проведению мероприятий по защите населения на ранней стадии аварии.

В «Экспресс» реализован алгоритм, позволяющий учитывать вклад дочерних радионуклидов, образующихся вследствие распада по радиоактивной цепочке, в дозу облучения.

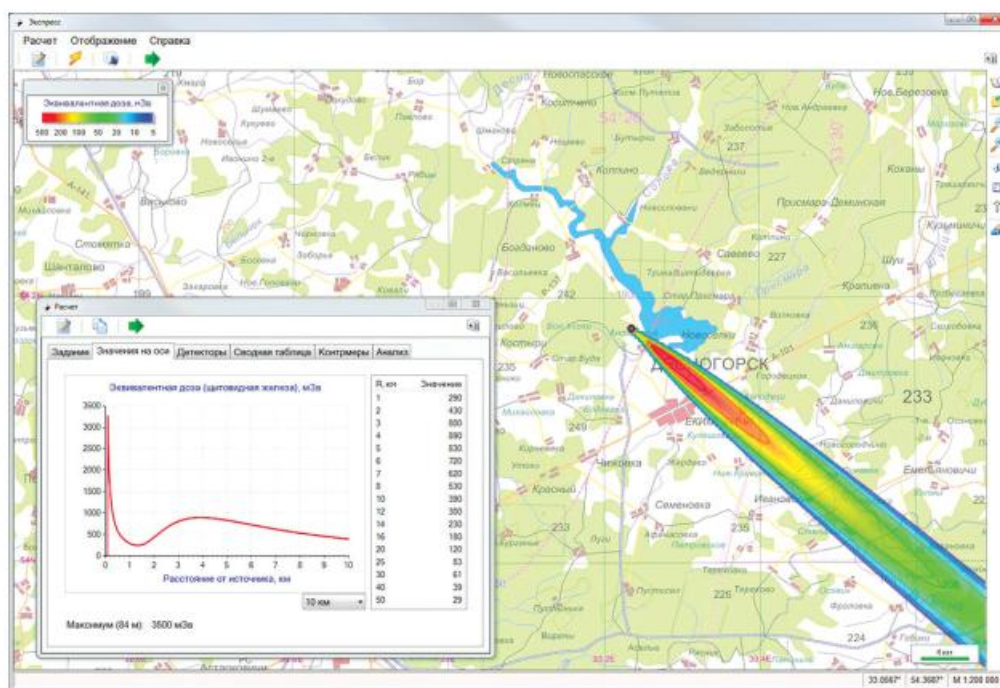


Рисунок 4. Автономная подсистема «Экспресс»

В состав «Экспресс» включены:

- модель переноса в атмосфере и осаждения на подстилающую поверхность радиоактивных веществ, поступивших от одного или нескольких источников в пограничный слой атмосферы;
- модель подъема (опускания) струи в случае попадания в атмосферу загрязненного воздуха с температурой, отличной от температуры окружающей среды;
- модель образования и трансформации дочерних радионуклидов;



- модель расчёта индивидуальных доз внешнего и внутреннего облучения и поглощённых доз в воздухе;
- блок расчёта зон проведения мероприятий по защите населения;
- блок анализа радионуклидного состава выброса;
- банк данных о дозовых коэффициентах и радиационных характеристиках радионуклидов.

Наличие в RECASS большого числа гибких информационных и программных подсистем позволяет достаточно быстро разрабатывать и включать в систему новые возможности и данные по мере возникновения соответствующих задач. Так, совместное использование геоинформационной системы, банка радиологических, физико-химических и метеорологических данных, средств объективизации данных и физико-математического моделирования [2,4,5] позволило с приемлемой надежностью восстановить пространственно-временную картину загрязнения территории вследствие аварий на Чернобыльской АЭС [2], Сибирском Химическом Комбинате [3], аварии на японской АЭС «Фукусима» в 2011 году.

Новое поколение программного обеспечения системы RECASS составляет основу программно-технического комплекса информационно-аналитических центров Единой государственной автоматизированной системы мониторинга радиационной обстановки на территории РФ (ЕГАМКРО) [11].

Система RECASS также успешно применяется для решения оперативных задач, связанных с нерадиационным загрязнением атмосферы (распространение пепла после извержений вулканов, дыма крупных лесных и нефтяных пожаров и т.д.), а также для расчета последствий аварийных выбросов и сбросов на химически опасных предприятиях.

Система RECASS установлена и используется в ФИАЦ Росгидромета, в кризисных центрах Госкорпорации «Росатом» и АО «Концерн Росэнергоатом», на всех АЭС России, в ГИАЦ ЕГАСМРО, в НЦУКС МЧС России, на предприятиях по хранению и уничтожению химического оружия [8,9], в «Республиканском центре по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды» республики Беларусь. Система «RECASS- Экспресс» установлена на иранской АЭС «Бушер-1».

На рис. 5–8 приведены примеры использования программно-го комплекса при чрезвычайных ситуациях в случае техногенных аварий и природных катастроф.



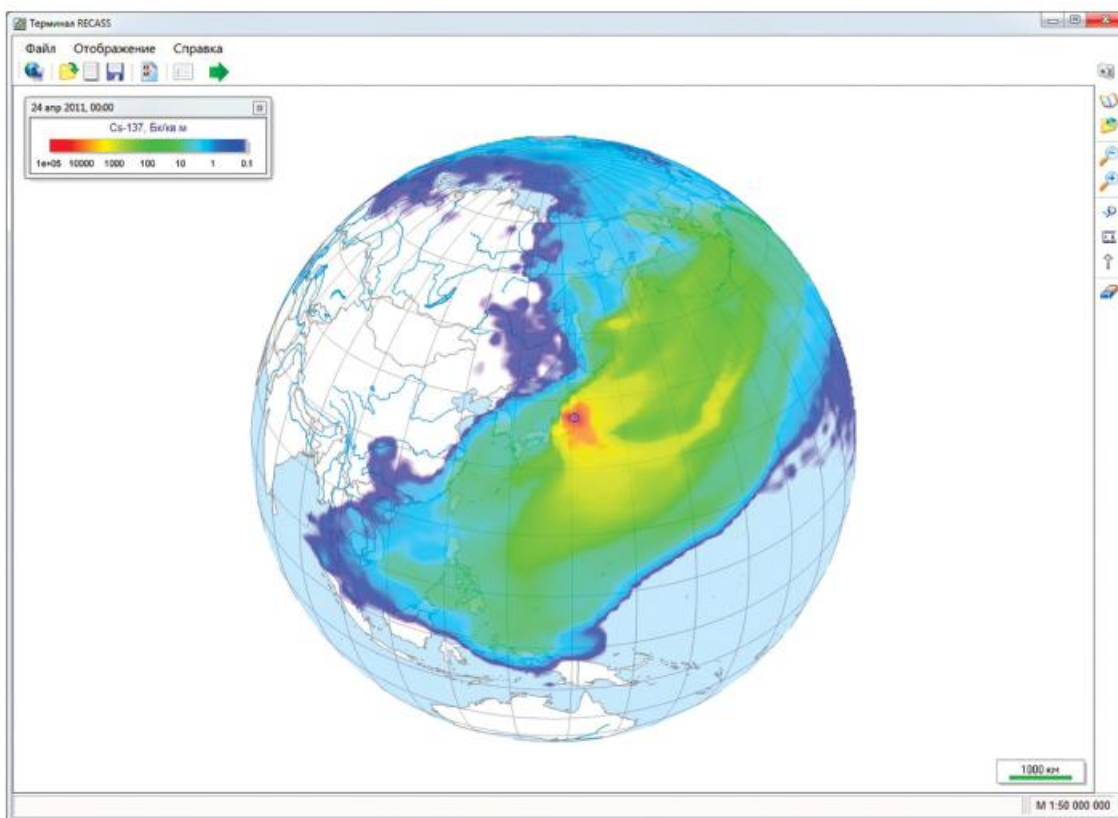


Рисунок 5. Расчет последствий аварии на АЭС «Фукусима-1» (2011 г.)

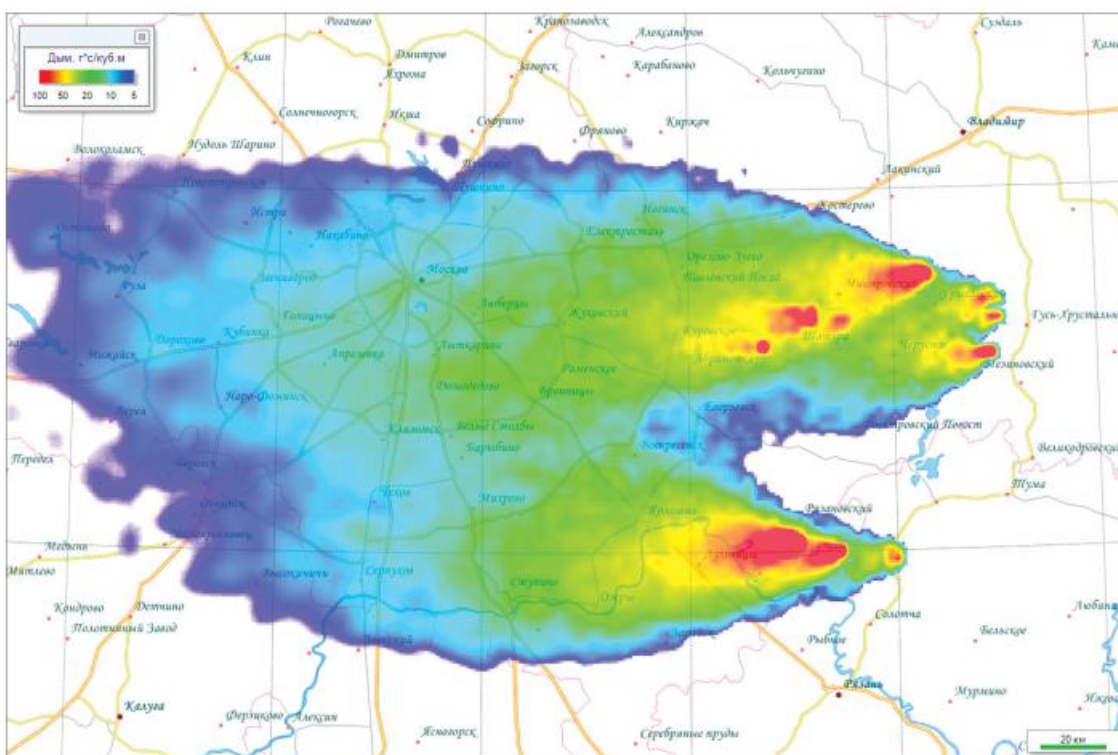
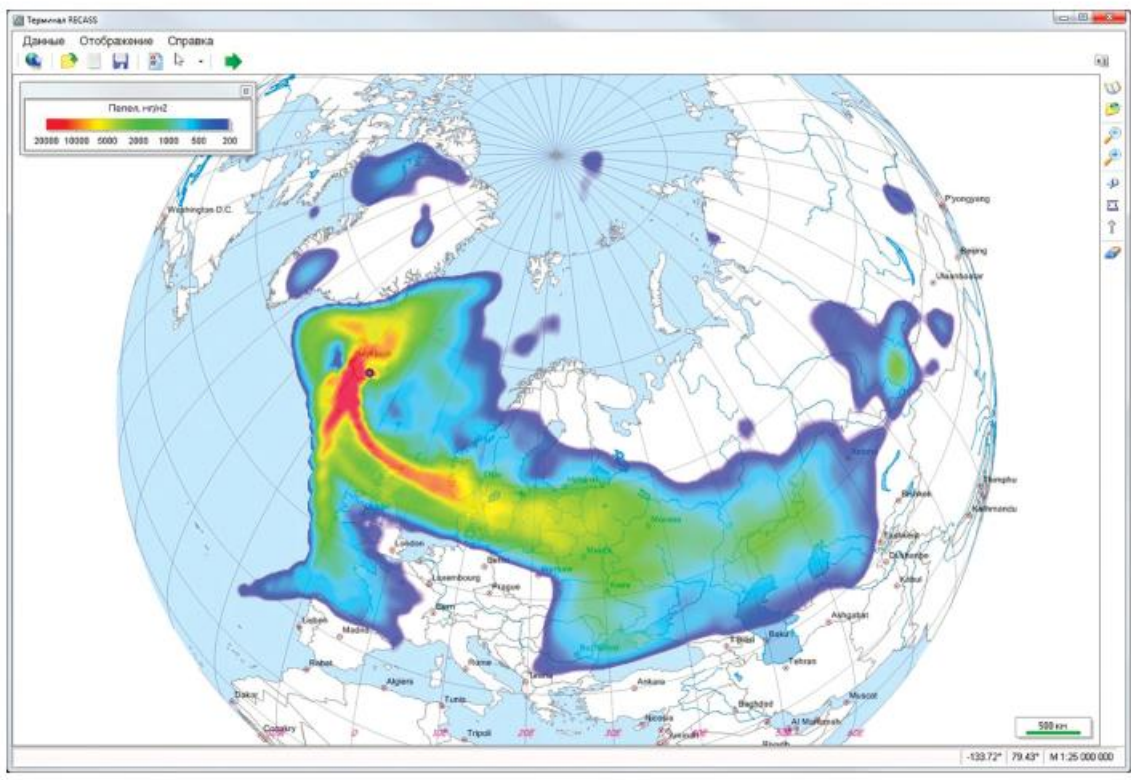
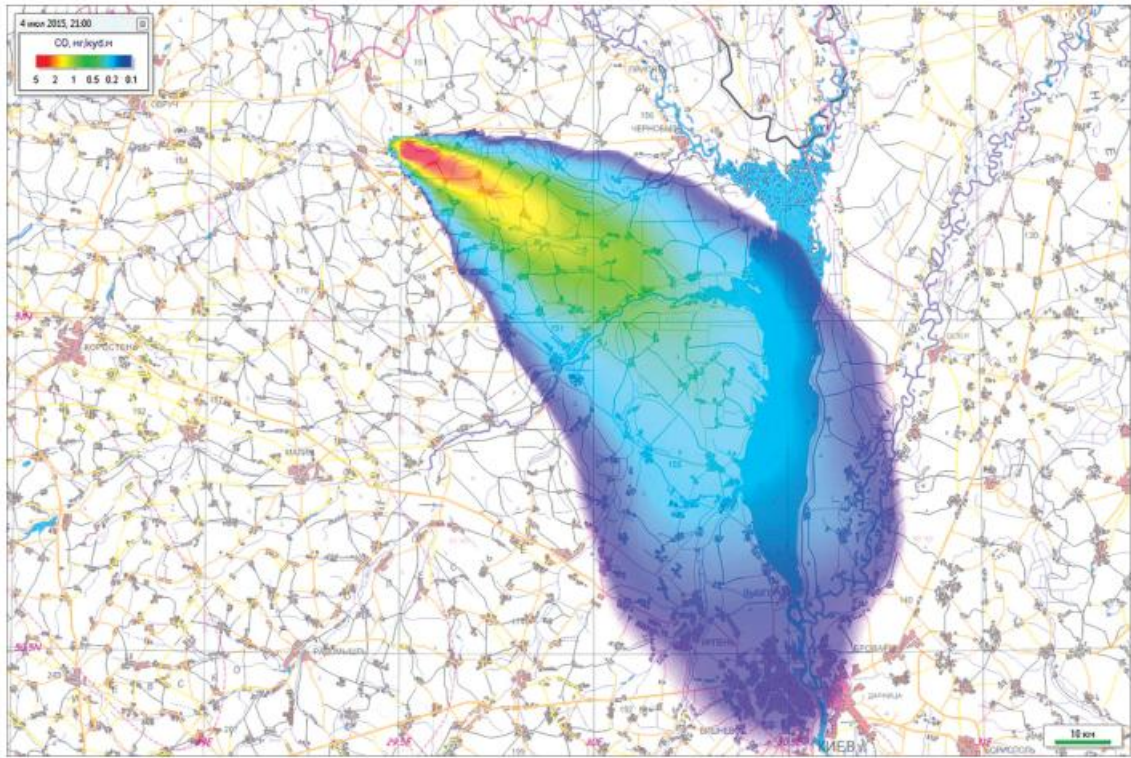


Рисунок 6. Прогноз распространения продуктов горения торфяных пожаров (2010 г.)





*Рисунок 7. Прогноз распространения вулканического пепла при извержении исландского вулкана Гримсвотн (2011 г.)*



*Рисунок 8. Расчет последствий пожаров на территории «Чернобыльской пущи» (2015 г.)*



## Список литературы

1. Shershakov V. M., Borodin R. V. and Kosykh V. S. Radioecological Analysis Support System (RECASS). Radiation Protection Dosimetry, Vol. 50, Nos 2–4, pp. 181–184, 1993.

2. Вакуловский С. М., Шершаков В. М., Голубенков А. В., Баранов А. Ю., Бородин Р. В., Бочков Л. П., Годько А. М., Косых В. С., Крымова Н. В., Мелешкин М. А. Компьютерное информационное обеспечение задач анализа радиационной обстановки на территориях, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Бюллетень «Радиация и риск», вып. 3, 1993. ISSN0131–3878.

3. Shershakov V. M., Vakulovski S. M., Borodin R. V., Vozzhenikov O. I., Gaziev Ya. I., Kosykh V. S., Makhonko K. P., Chumichev V. B., Korsakov A. T., Martynenko V. P. and Godko A. M. Analysis and Prognosis of Radiation Exposure Following the Accident at the Siberian Chemical Combine Tomsk-7. RIS0 National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1994. RIS0-R-750(EN), ISBN87–550–1980–3.

4. Goloubenkov A. V., Borodin R. V. and Meleshkin M. A. Radioecological Analysis Support System (RECASS), Input / Output Data Processing, Creating, Manipulation and Visualization of the Multidimensional Dynamic Stochastic Fields. Radiation Protection Dosimetry, Vol. 64, No. 1/2, pp. 97–101, 1996.

5. Goloubenkov A. V., Borodin R. V. and Sohier A. RECASS Source Term Estimation Sub-System and Its Application for Reconstruction of the Source Rate of the Chernobyl Accident. Radiation Protection Dosimetry, Vol. 64, No. 1/2, pp. 49–55, 1996.

6. Шершаков В. М., Косых В. С., Бородин Р. В., Денькин В. А., Коренев А. И., Корнейчук Н. А., Мелешкин М. А. Применение системы информационной поддержки принятия решений RECASS-NT для прогноза и анализа радиационной обстановки. Опыт использования и перспективы развития. Доклады Всероссийской научно-практической конференции «Состояние и развитие ЕГАСКРО», г. Обнинск, 2001

7. Коломеев М. П., Бородин Р. В., Григорьева В. М., Похил А. Ю. Оперативное прогнозирование аварийного радиационного загрязнения поверхностных вод в системе поддержки принятия решений RECASS. Пятая международная научно-техническая конференция «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики». Тезисы докладов, Москва, 19–21 апреля 2006 г.

8. Булгаков В. Г., Бородин Р. В., Бурков А. И., Возженников О. И., Клепикова Н. В., Косых В. С., Свиркунов П. Н., Шершаков В. М., Кру-



глов В. А. Система информационной поддержки принятия решений RECASS NT в задачах обеспечения безопасности при хранении и уничтожении химического оружия. III научно-практическая конференция «Научно-технические аспекты обеспечения безопасности при уничтожении, хранении и транспортировке химического оружия». Москва, октябрь 2006 г., с. 284–286.

9. Булгаков В. Г., Бородин Р. В., Круглов В. А. Представление информации в RECASS NT для принятия решений по защитным мероприятиям. III научно-практическая конференция «Научно-технические аспекты обеспечения безопасности при уничтожении, хранении и транспортировке химического оружия». Москва, октябрь 2006 г., с. 288–289.

10. Шершаков В. М., Косых В. С., Коломеев М. П., Григорьева В. М., Бородин Р. В., Корнейчук Н. А., Крылова А. В., Похил А. Ю., Жарова Л. Н. Методика оперативной оценки загрязнения водотоков и водоемов аварийными выбросами загрязняющих веществ в атмосферу. Вторая Всероссийская научно-практическая конференция «Состояние и развитие Единой Государственной Автоматизированной Системы Контроля Радиационной Обстановки на территории Российской Федерации». Сборник докладов. Обнинск, 26–29 октября 2009 г., с. 554–561.

11. Косых В. С., Бородин Р. В., Корнейчук Н. А., Коренев А. И., Бурков А. И., Крылова А. В. Программно-технический комплекс для центров ЕГАСКРО федерального и регионального уровней. Вторая Всероссийская научно-практическая конференция «Состояние и развитие Единой Государственной Автоматизированной Системы Контроля Радиационной Обстановки на территории Российской Федерации». Сборник докладов. Обнинск, 26–29 октября 2009 г., с. 360–368.

12. Косых В. С., Бородин Р. В., Клепикова Н. В., Коломеев М. П. Состояние и направления развития комплекса RECASS NT для оценки загрязнения окружающей среды аварийными атмосферными выбросами. Седьмая международная научно-техническая конференция «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики». Сборник докладов. Москва, 26–27 мая 2010 г., с. 159–162.

13. Бородин Р. В., Булгаков В. Г., Бурков А. И., Коломеев М. П. Оперативная оценка последствий в ближней зоне аварийного атмосферного выброса радиоактивности — программное средство «Экспресс». Проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. Сб. статей. Т. 3, с. 36–45, 2010.



14. В. С. Косых, Р. В. Бородин, Н. А. Корнейчук. RECASS: система информационной поддержки принятия решений в случае аварийных ситуаций на радиационно и химически опасных объектах. Проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. Сб. статей. Т. 3, с. 177–189, 2010.

15. Косых В. С., Бородин Р. В., Клепикова Н. В., Коломеев М. П., Корнейчук Н. А. Совершенствование технологий оперативного получения, анализа, интерпретации данных и прогнозирования загрязнения природной среды в районах аварий и техногенных катастроф. Метеоспектр, 2012 № 3 с. 46–50.



## **ПЛУТОНИЙ В РАЙОНАХ РАСПОЛОЖЕНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ИСТОЧНИКОВ И ЕГО ВОВЛЕЧЕННОСТЬ В ГЛОБАЛЬНУЮ ЦИРКУЛЯЦИЮ**

Булгаков В. Г., Гниломедов В. Д., Каткова М. Н.,  
Петренко Г. И., Безуглова Н. В.  
ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск

Основное количество плутония было выброшено в окружающую среду в результате ядерных взрывов в атмосфере, которые прекратились в 1980 г. (последний ядерный взрыв в атмосфере был произведен в Китае 18 октября 1980 г.). Общая активность плутония в природе оценивается в 14 600 ТБк, из них 13 000 ТБк составляет вклад испытаний ядерного оружия. Остальная часть также имеет, в основном, техногенное происхождение. Природный  $^{239}\text{Pu}$  образуется в пренебрежимо малых количествах при делении урана в урановой руде на уровне  $5 \cdot 10^{-6}$  г плутония на 1 т урана. Во всех других случаях он имеет техногенное происхождение [1].

### **Радиохимические предприятия**

В настоящее время основным источником поступления плутония в окружающую среду стали радиохимические предприятия. Старейшим предприятием такого рода является ПО «Маяк» в Челябинской области, работающее уже более шестидесяти лет. Среднегодовые значения объемной активности изотопов плутония в воздухе (пос. Новогорный) изменяются в широких пределах:  $^{238}\text{Pu}$  — от  $190 \cdot 10^{-9}$  до  $2300 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>,  $^{239+240}\text{Pu}$  — от  $120 \cdot 10^{-9}$  до  $890 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. Отношение среднегодовой объемной активности  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе в рассматриваемый период от 0,6 в 2007 г. до 2,6 в 2012 г. (рис. 1).

Высокие среднемесячные значения объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном воздухе в течение года распределяются случайным образом (рис. 2). В 2000 г. наиболее высокие значения наблюдались в июне-июле, в 2008 г. — в феврале, в 2012 г. — в апреле-мае, а в 2004 г. значительных отклонений от среднегодового уровня не отмечено.

### **Непромышленные ядерные реакторы**

Существенно более низкие уровни объемной активности изотопов плутония, на два-три порядка, наблюдаются в районах расположения непромышленных ядерных реакторов. Примером может служить г. Обнинск Калужской области. Основными ради-



ационными объектами являются реакторы ФГУП «Физико-энергетического института им. А. И. Лейпунского» (ФЭИ) и филиала ФГУП «Физико-химического института им. Л. Я. Карпова» (филиал НИФХИ). Загрязнение окружающей среды происходит за счет газоаэрозольных выбросов радионуклидов в атмосферу, жидких сбросов со сточными водами в реку Протву, а также за счет попадания радионуклидов в грунтовые воды [2].

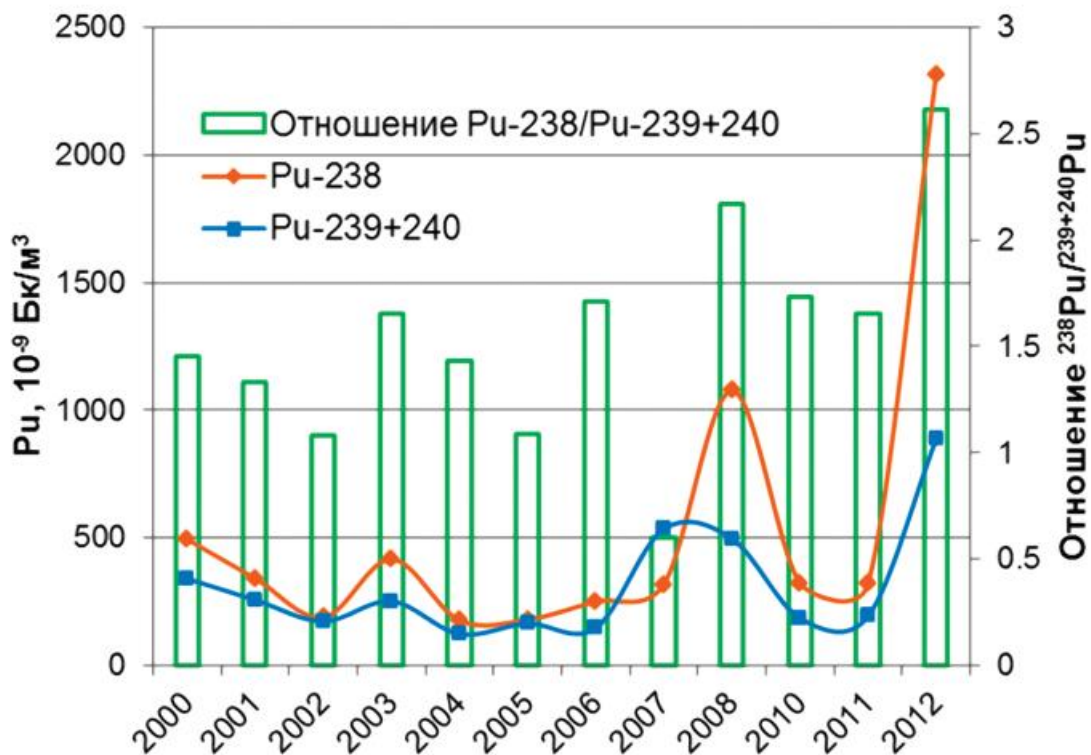


Рисунок 1. Среднегодовая объемная активность  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Новогорного (ПО «Маяк») и отношение  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  в 2000–2012 годах

Реакторы «Физико-химического института им. Л. Я. Карпова» и «Физико-энергетического института им. А. И. Лейпунского» (г. Обнинск, Калужской области) создают среднегодовую концентрацию в диапазоне  $3 \cdot 10^{-9}$ – $37 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. Изменение среднегодовой величины объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в Обнинске, как и в случае с ПО «Маяк», в период 1998–2015 годов также носит случайный характер (рис. 3). В отдельные годы наблюдается резкое — на порядок — увеличение среднегодового значения. Высокая среднегодовая объемная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздухе Обнинска наблюдалась в 2009, 2010, 2013 и 2015 годах, и составляла соответственно  $9,9 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>,  $10,9 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>,  $24,9 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup> и  $26,4 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>.



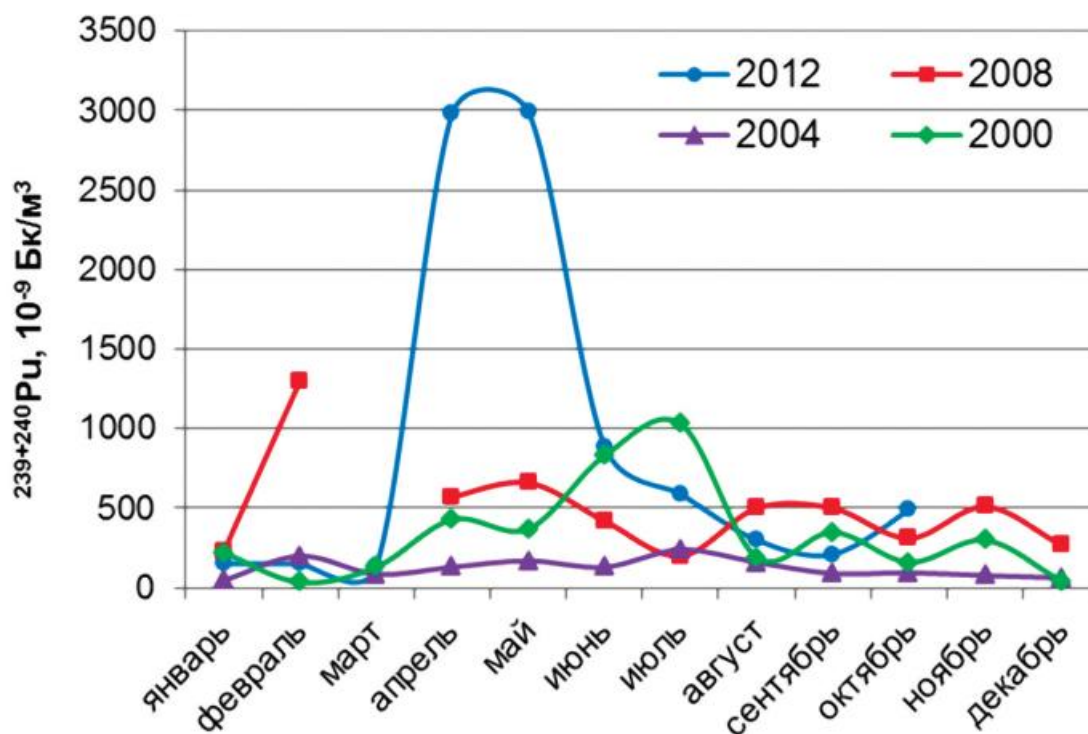


Рисунок 2. Среднемесячная объемная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Новогорного (ПО «Маяк»)

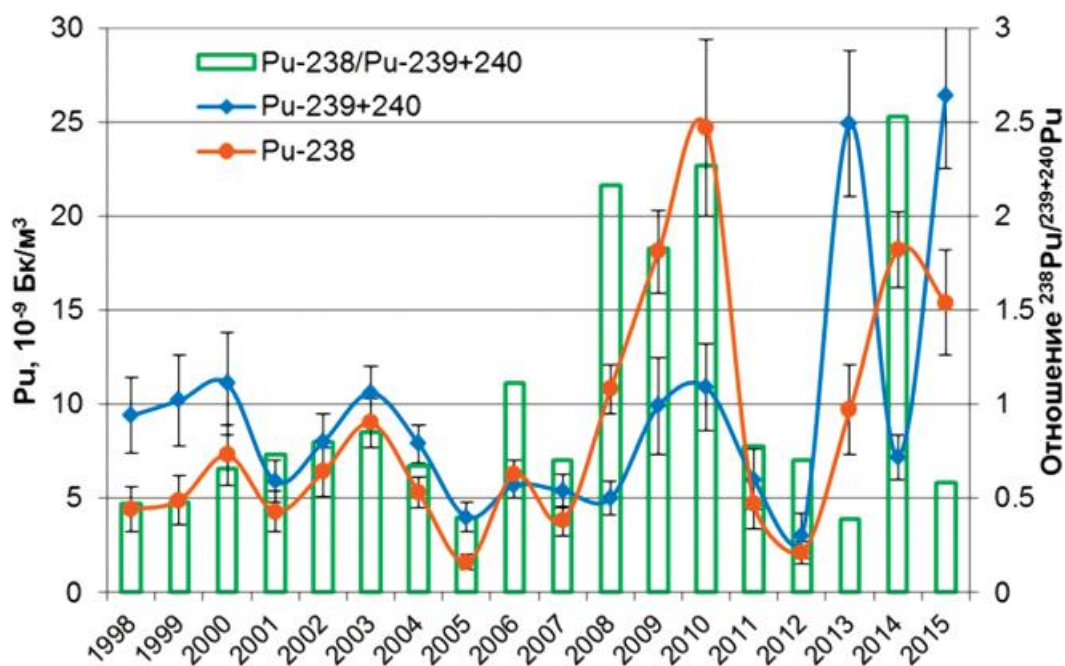


Рисунок 3. Среднегодовая объемная активность  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Обнинска и отношение  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  в 1998–2015 годах



Соотношение среднегодовой объемной активности изотопов плутония меняется в широких пределах — от 0,4 в 2005 и 2013 годах до 2,5 в 2014 г. Активность  $^{238}\text{Pu}$  в большинстве случаев меньше активности  $^{239+240}\text{Pu}$ , хотя среднее отношение активности  $^{238}\text{Pu}$  к  $^{239+240}\text{Pu}$  в период с 1998 по 2015 годы равно 1,05 (рис. 3).

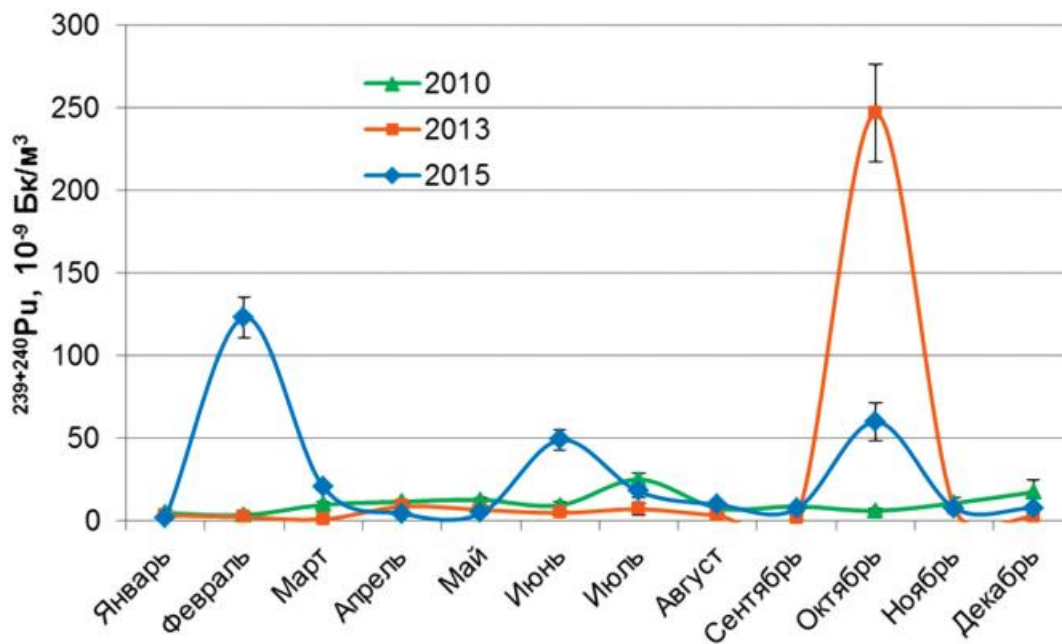


Рисунок 4. Годовой ход объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Обнинска в 2010, 2013 и 2015 годах

Максимальные значения объемной активности изотопов плутония по годам и в течение года также распределены случайным образом. Например, увеличение среднегодовой объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном слое атмосферы Обнинска в 2013 г. в 8,3 раза по сравнению с 2012 г. обусловлено кратковременным повышением в октябре — до  $246,7 \cdot 10^{-9} \text{ Bq/m}^3$  (рис. 4). В остальное время этого года среднемесячные значения были на два порядка меньше —  $(2-9) \cdot 10^{-9} \text{ Bq/m}^3$ . По-видимому, в октябре был единовременный выброс одного из местных локальных источников. Следует отметить, что такие экстремальные выбросы происходят не каждый год (в 2012 г. их не было) или случаются неоднократно, как в 2015 г.

### Загрязненные после Чернобыльской аварии территории

В результате аварии на Чернобыльской АЭС в атмосферу было выброшено большое количество долгоживущих радионуклидов, включая плутоний. Среднегодовая концентрация  $^{239+240}\text{Pu}$  в воз-



духе в 1986 г. составила в Минске  $1,1 \cdot 10^{-6}$  Бк/м<sup>3</sup>. До аварии объемная активность этих изотопов здесь была меньше  $10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. Загрязненные территории до настоящего времени служат источником вторичного загрязнения приземного слоя атмосферы плутонием за счет ветрового подъема [3].

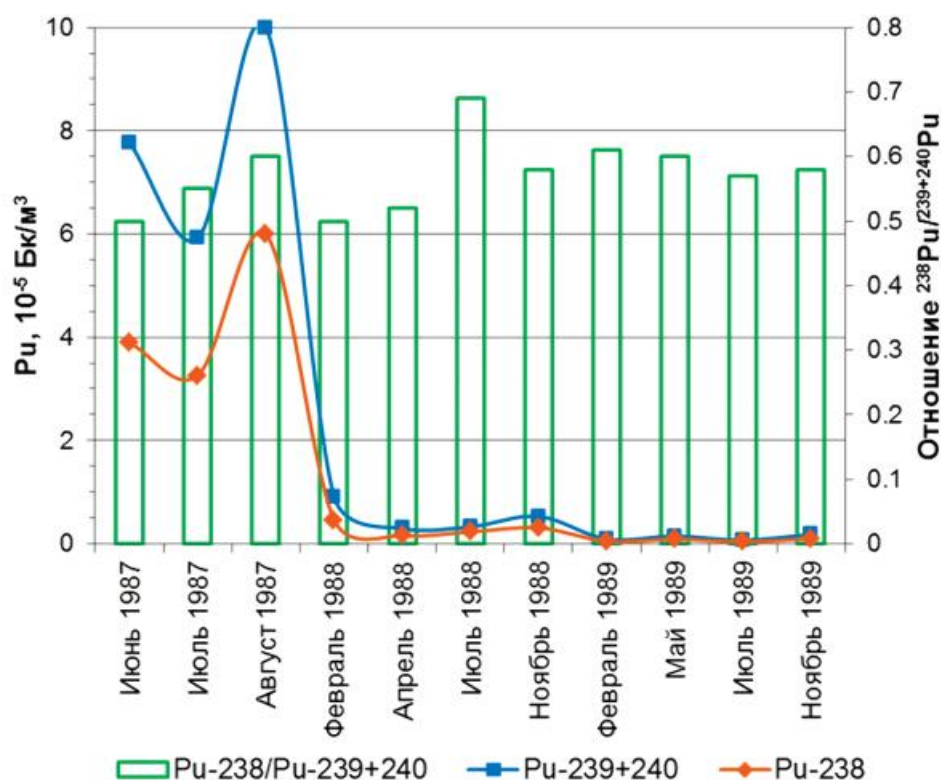


Рисунок 5. Концентрация изотопов плутония в приземном слое атмосферы города Чернобыля ( $10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>) и отношение  $^{238}Pu/^{239+240}Pu$  в 1987–1989 годах

По результатам разовых измерений, выполненных в 1987–1989 годах в Чернобыле, к концу 1989 г. объемная активность изотопов плутония в приземной атмосфере уменьшилась на три порядка (рис. 5). Наиболее резкое уменьшение произошло с августа 1987 г. по февраль 1988 г.

В районах, находящихся под влиянием ветрового переноса радиоактивных аэрозолей с загрязненных территорий, до настоящего времени наблюдаются повышенные значения объемной активности изотопов плутония в воздухе. Регулярные наблюдения за концентрацией изотопов  $^{239+240}Pu$  в приземном слое атмосферы проводились в 1992–1996 годах в Брянске, расположенном по направлению господствующих ветров с загрязненных западных районов Брянской области (рис. 6).



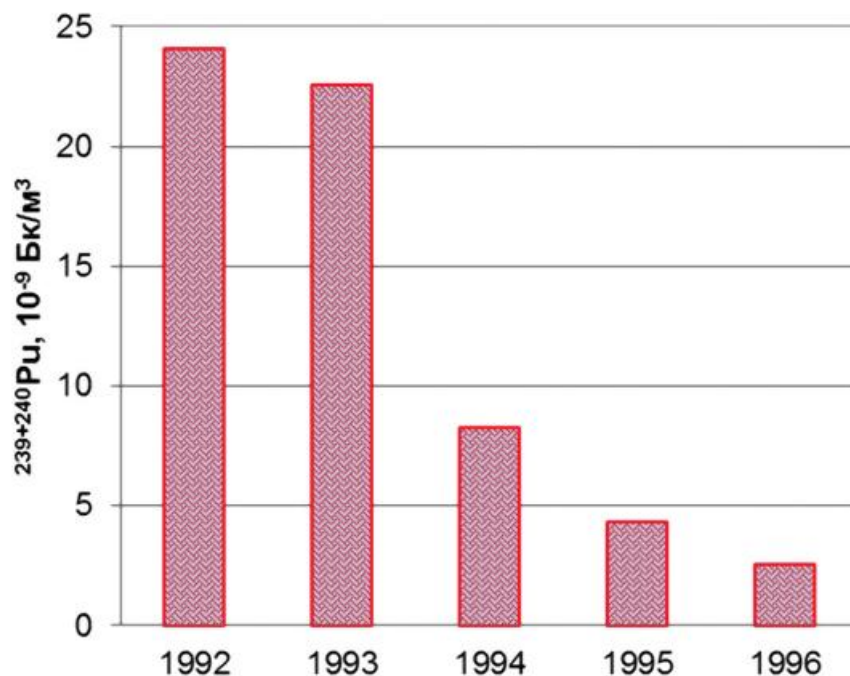


Рисунок 6. Среднегодовая объемная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном слое атмосферы Брянска в 1992–1996 годах,  $10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>

За этот период среднегодовая объемная активность изотопов  $^{239+240}\text{Pu}$  последовательно уменьшалась от  $24,1 \cdot 10^{-9}$  до  $2,55 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>, что лежит в пределах средних значений для центральных районов европейской территории России.

Убедительным доказательством того, что основным механизмом поступления  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферный воздух в Брянске, может служить сезонный ход величины объемной активности (рис. 7). Концентрация этих изотопов постоянно возрастает в теплый период года, когда создаются благоприятные условия для ветрового подъема.

С 1996 г. наблюдения за изотопами плутония были перенесены в г. Курск, который, как и Брянск, находится под влиянием господствующих ветров с загрязненных территорий и лежит в пределах 100-км зоны Курской АЭС. Такое расположение пункта наблюдения позволяет контролировать не только влияние загрязненных территорий на величину объемной активности изотопов плутония в воздухе, но и возможное их присутствие в выбросах АЭС, чего при работе станции в режиме генерации электроэнергии не наблюдается. Однако, при плановых работах с ядерным топливом, выбросы плутония в воздух возможны.



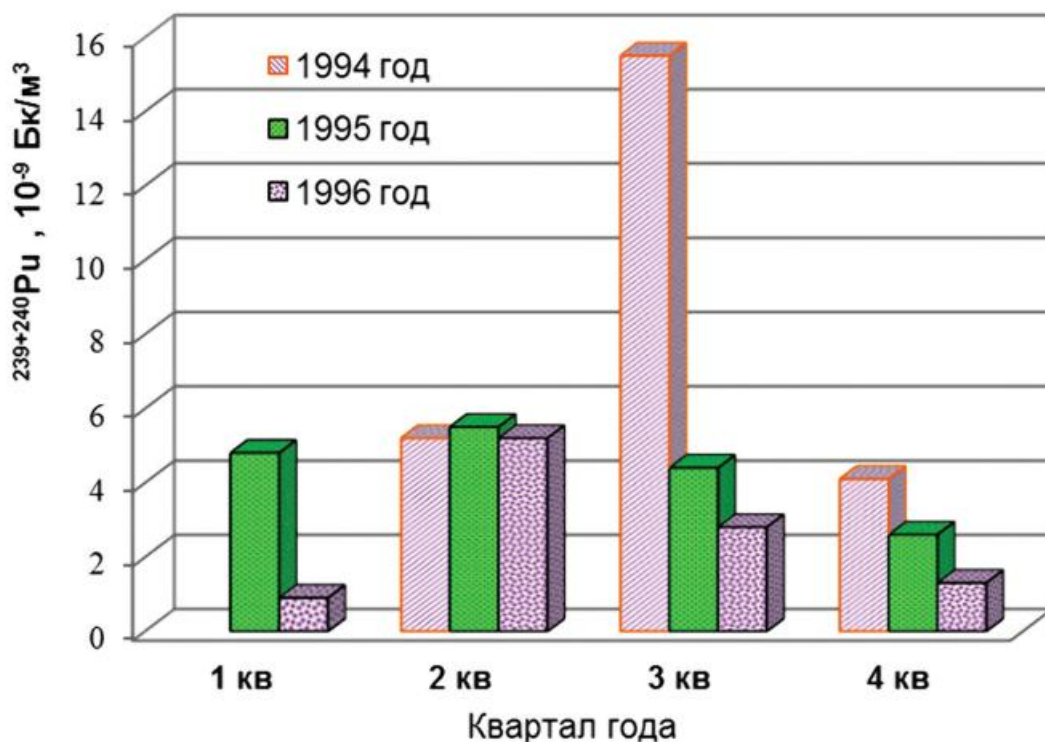


Рисунок 7. Сезонный ход объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Брянска в 1994–1996 годах

На рис. 8 показаны средние за квартал года величины объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Курска в 2012–2015 годах. Ежегодно в теплый период устойчиво фиксируется увеличение объемной активности изотопов плутония с максимальными концентрациями в июле-сентябре, что, по-видимому, связано с ветровым подъемом, усиливающимся в теплый период. Дополнительным фактором, способствующим ветровому подъему, являются весенние и осенние полевые работы. Однако, высокое значение объемной активности, зафиксированное во втором квартале 2015 г. —  $12,6 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>, — сравнимое с концентрациями 1992–1994 годов в Брянске, позволяет предположить наличие дополнительного источника изотопов плутония в воздухе, помимо ветрового подъема.

Представленные на рис. 9 среднегодовые объемные активности  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном воздухе в Курске, убедительно свидетельствуют о наличии дополнительного источника, помимо ветрового подъема. Величина объемной активности  $^{238}\text{Pu}$  увеличилась в 2015 г. в 14,4 раза по сравнению с 2014 г. — от  $0,8 \cdot 10^{-9}$  до  $11,5 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. При этом отношение объемных активностей  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  изменилось от 0,2–0,4 — в предшествующие годы — до



2,0 в 2015 г. Еще более высокое отношение концентраций этих изотопов было во втором квартале 2015 г.— 3,4, при величинах объемных активностей  $42,6 \cdot 10^{-9}$  и  $12,6 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup> соответственно.

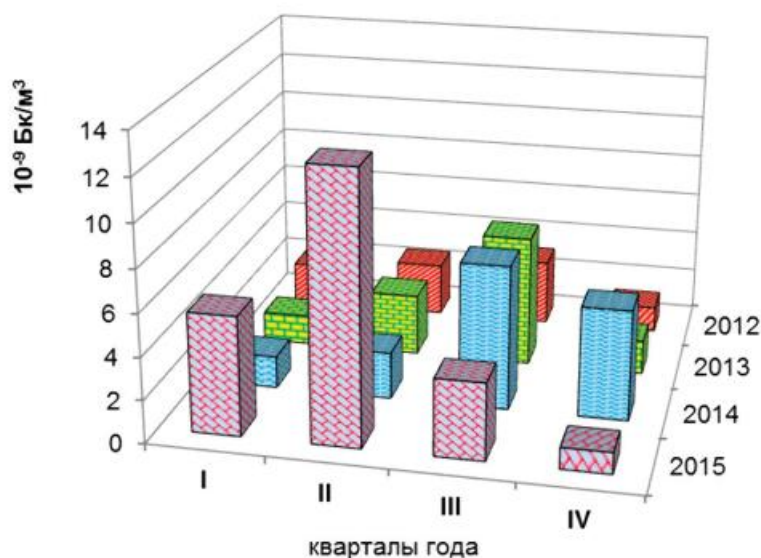


Рисунок 8. Сезонный ход объемной активности  $^{239,240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Курска в 2012–2015 годах

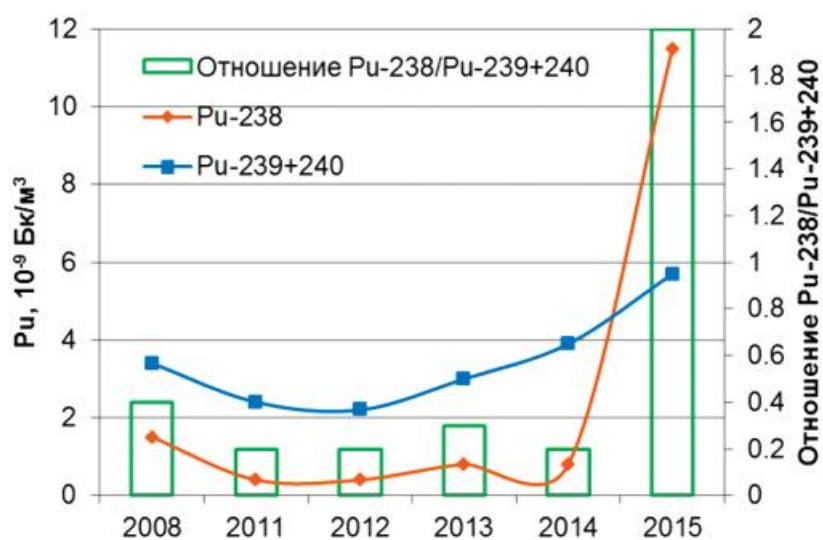


Рисунок 9. Среднегодовая объемная активность  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе Курска и отношение  $\text{Pu-238}/\text{Pu-239+240}$  в 2008 и 2011–2015 годах

Весьма вероятно, что дополнительное поступление изотопов плутония в воздух произошло в результате регламентных работ с ядерным топливом на территории Курской АЭС.



## Уровни воздействия локальных источников на активность плутония в атмосфере

Наименьший вклад, из рассмотренных типов источников плутония, в загрязнение приземного слоя атмосферного воздуха, начиная с 1995 г., оказывают территории, загрязненные в результате аварии на Чернобыльской АЭС (рис. 10). По наблюдениям в Брянске и Курске среднегодовые значения объемной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе были в диапазоне  $1,5 \cdot 10^{-9}$ – $6,3 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>. При этом, повышенные значения, по-видимому, возникали в случаях дополнительного воздействия выбросов Курской АЭС, как это было в 2015 г.

Среднегодовые уровни активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе в районах расположения непромышленных ядерных реакторов существенно выше, часто на порядок.

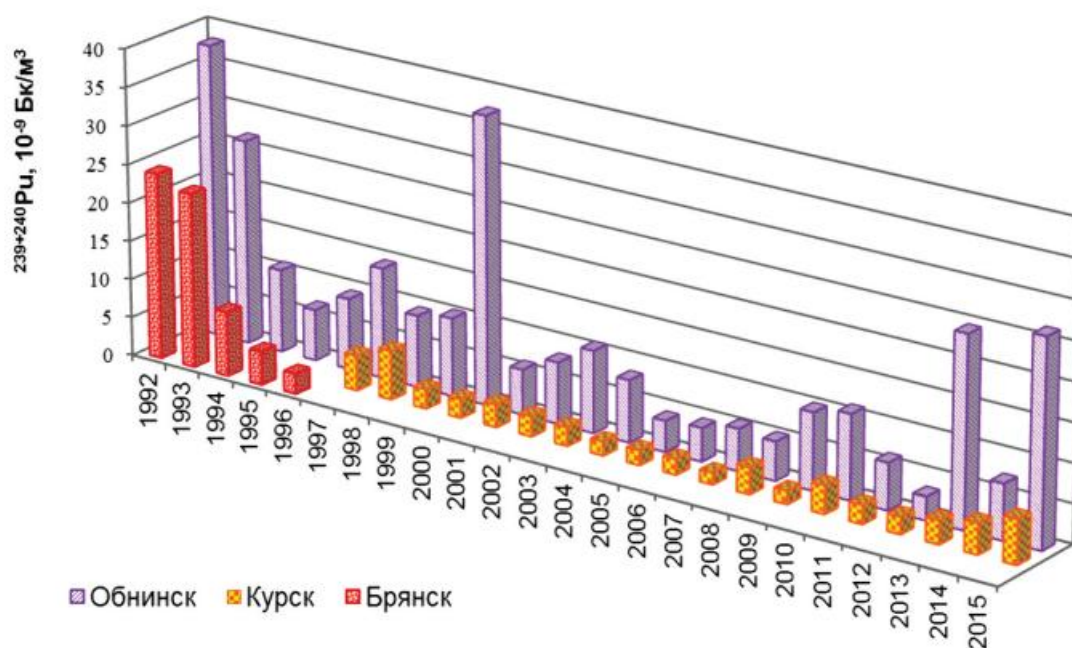


Рисунок 10. Среднегодовая объемная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном слое атмосферы городов Обнинска, Брянска и Курска,  $10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>

Уровни содержаний  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздухе районов расположения радиохимических предприятий на 1–2 порядка выше, чем в пределах воздействия загрязненных территорий или непромышленных ядерных реакторов (рис. 11).



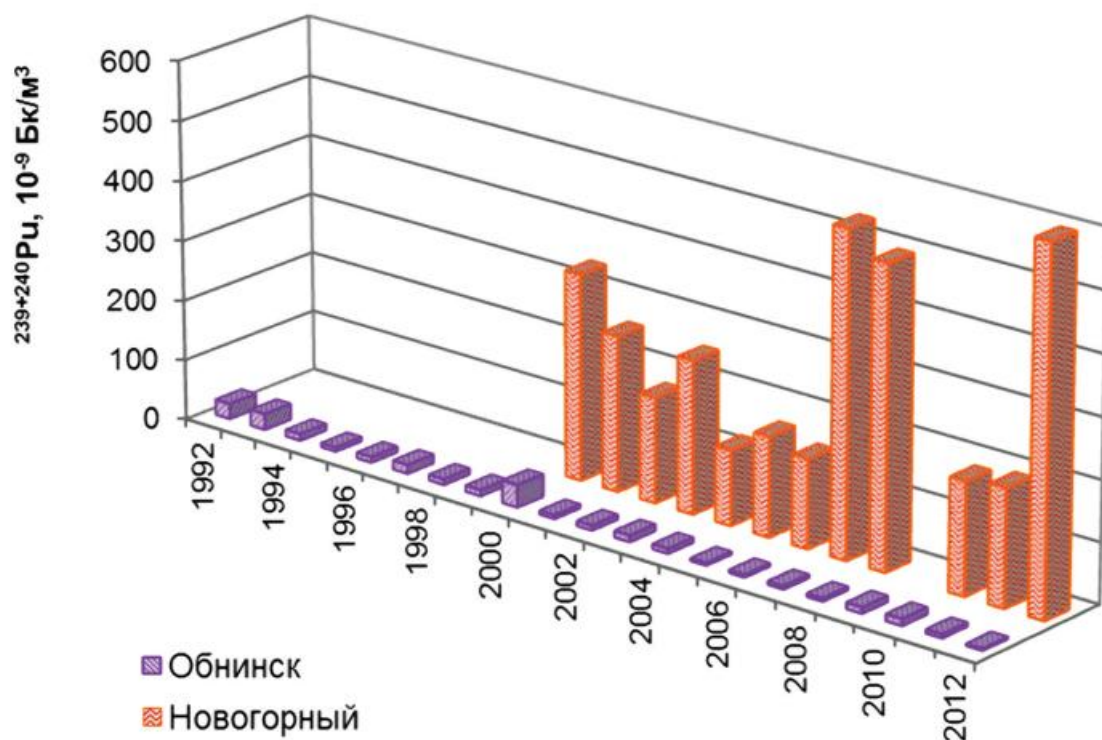


Рисунок 11. Среднегодовая объемная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземном слое атмосферы в Обнинске и Новогорном,  $10^{-9} \text{ Бк/м}^3$

Но даже наиболее высокие уровни активности радиоизотопов плутония в районах расположения радиохимических предприятий на 4 порядка меньше  $\text{ДОА}_{\text{НАС}}$  ( $2,5 \cdot 10^{-3} \text{ Бк/м}^3$ ) по НРБ-99/2009 [4].

### Вовлеченность плутония в глобальную циркуляцию

Очищение атмосферного воздуха от изотопов плутония происходит, по сравнению с другими радионуклидами, достаточно быстро. В два раза концентрация  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздухе уменьшается за 1,2 года («период полуочищения»), тогда как концентрация  $^{137}\text{Cs}$  — в среднем за три года [5].

Максимальное ежегодное выпадение  $^{239+240}\text{Pu}$  наблюдалось в 1963 г. после крупномасштабных ядерных испытаний в 1961–1962 годах [6]. По окончании ядерных испытаний в атмосфере еще несколько лет продолжалось выпадение плутония из стратосферного резервуара, заполненного в ходе испытаний. К весне 1984 г. большинство стратосферного плутония выпало на поверхность земли, и с 1985 г. его вклад сократился, по крайней мере, до уровня вторичного подъема с американских ядерных полигонов [7].

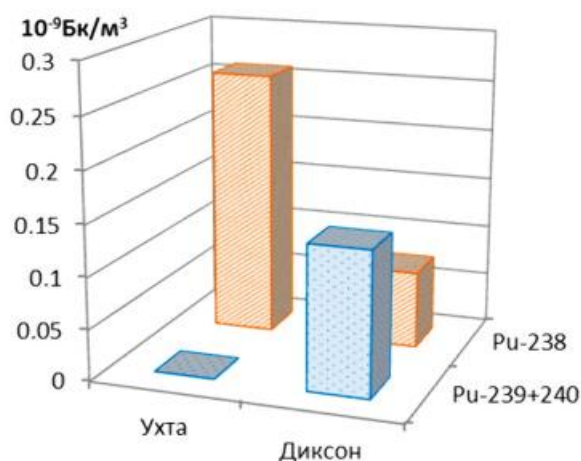


Таким образом, начиная с 1984 г., объемная активность плутония в приземном слое атмосферы определяется выбросами локальных источников загрязнения и вторичным подъемом с поверхности территорий, загрязненных в ходе наземных ядерных испытаний и в результате радиационных аварий [7]. Авторами (V. Pan и K. A. Stevenson) на основании обобщения обширного материала, полученного после 1984 года наблюдательными пунктами сети радиационного мониторинга США, европейских стран и Японии, было установлено, что наиболее обычное значение глобального фона  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземной атмосфере лежит в пределах от  $10 \cdot 10^{-9}$  до  $100 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>.

Приведенные нами данные показывают, что указанное значение глобального фона  $^{239+240}\text{Pu}$  в приземной атмосфере существенно завышено. Даже в районах, находящихся под воздействием загрязненных территорий и непромышленных ядерных реакторов, объемная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в воздухе, как правило, на порядок меньше нижней границы указанного диапазона ( $10 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>).

С целью оценки уровня глобального фона радионуклидов плутония в воздухе, в ФГБУ «НПО «Тайфун» были выполнены определения их объемной активности в пунктах наблюдения, удаленных от локальных источников, где уровни активности техногенных радионуклидов в воздухе, в частности  $^{137}\text{Cs}$ , наиболее низкие. Были отобраны пробы аэрозолей в г. Ухта и на о. Диксон в Карском море.

Концентрация плутония в этих пунктах находится на пределе обнаружения методики анализа и требует длительной экспозиции для определения. На о. Диксон во втором полугодии 2015 г. объемная активность  $^{238}\text{Pu}$  составила  $0,075 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>, а  $^{239+240}\text{Pu}$  –  $0,14 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>, в г. Ухта, Республика Коми, активность  $^{238}\text{Pu}$  была  $0,26 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>, а  $^{239+240}\text{Pu}$  не был обнаружен.



*Рисунок 12. Фоновые значения объемной активности  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в атмосферном воздухе в приполярной (Ухта) и полярной (Диксон) областях в 2015 году*



Таким образом, уровень глобального фона радиоизотопов плутония в воздухе, по-видимому, не превышает  $0,5 \cdot 10^{-9}$  Бк/м<sup>3</sup>.

Наблюдаемая объемная активность изотопов <sup>239+240</sup>Pu в приземном слое атмосферы Обнинска, Брянска, Курска была на 6–7 порядков, а в районе ПО «Маяк» — на 3–4 порядка ниже величины допустимой объемной активности для населения по Нормам радиационной безопасности НРБ-99/2009, равной  $2,5 \cdot 10^{-3}$  Бк/м<sup>3</sup>.

### Список литературы

1. МАГАТЭ, Безопасное обращение с плутонием и его хранение, серия по безопасности № 9. (2001), 124 с.
2. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. Ежегодник. — М.: ВНИИГМИ-МЦД, 2015. — 322 с.
3. Махонько К. П. Ветровой подъем радиоактивной пыли с земли. Росгидромет, Обнинск, 2008, 427 с.
4. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009. М: 2009.
5. Яблоков А. В., Нестеренко В. Б., Нестеренко А. В. Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы. — СПб: 2007. 376 с.
6. Miyake Y, Katsuragi Y., Sugimura Y. Deposition of plutonium in Tokyo through the end of 1966. Papers Meteor. Geophys., 19, (1968) 267–276.
7. Pan, V., Stevenson, K. A. Temporal variation analysis of plutonium baseline concentration in surface air from selected sites in the continental US. J. Environ. Radioactivity, 1996, 32, 239–257.



## **ОПЫТ СОХРАНЕНИЯ ЗНАНИЙ О ПОСЛЕДСТВИЯХ РАДИАЦИОННЫХ АВАРИЙ И ДЕЙСТВИЯХ ПО ИХ ПРЕОДОЛЕНИЮ НА ПРИМЕРЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ**

Булгаков В. Г., Каткова М. Н., Куприянова И. А., Агеева Н. В.  
*ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск*

Задача фиксации опыта по созданию межведомственных информационных систем, содержащих достоверные сведения о действиях по преодолению последствий радиационных аварий, предпринимаемых разными ведомствами, достаточно нова. Обычно ведомства имеют свои «разноформатные» массивы сведений, текстовую информацию, базы слабо систематизированных данных.

Наверняка присутствующие уже знакомы с Интернет-порталом Межведомственной Информационной системы (МИС), в составе которой есть Интернет-страница Росгидромета. Эта работа велась в рамках ФЦП «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года».

Какая была поставлена задача перед НПО «Тайфун» как главным исполнителем от Росгидромета? Нам было необходимо максимально полно отразить деятельность Росгидромета и предоставить населению и специалистам репрезентативный Архив сведений и также обеспечить возможность оказания определенных справочных услуг, поскольку в НПО «Тайфун» поступает множество запросов о загрязнении в результате аварии на ЧАЭС того или иного населенного пункта.

В НПО «Тайфун» к 2015 году реализован Технический Проект информационной системы с большим Архивом, содержащим 280 единиц информации и базами данных о загрязнении территорий РФ после аварии на Чернобыльской АЭС. Основная цель проектирования баз данных — создать хранилище достоверной информации о загрязнении окружающей среды, которым будут пользоваться широкие круги специалистов, населения и лиц, принимающих административные решения в регионах.

Напомню основные цели создания Интернет-портала МИС:

- сохранить накопленный опыт по преодолению последствий такой катастрофы, где были задействованы множество служб, ведомств и отдельных специалистов;



- предоставить населению и администрациям регионов возможность самостоятельно получать справки о загрязнении их территорий.

Основные и самые трудоемкие разделы Интернет-страницы Росгидромета: «Архив документов» и «Справочные услуги».

### **Архив документов**

Логика решения задач для проектирования Архива документов была следующая:

Собрать массив информации после события (аварии на ЧАЭС) и в дальнейшие годы.

Массив включает информацию по 24 субъектам РФ. Информация, или вернее сказать сведения, поступили к нам в разрозненных папках, мешках, пакетах, поскольку в 1986 и последующих нескольких годах было много оперативной работы, и забота о составлении архива информации была не первостепенной задачей.

Систематизировать массив согласно поставленной цели.

Большая работа была проведена экспертами НПО «Тайфун» по определению критериев отбора информации. Затем были приняты окончательные решения по отбору информации в раздел «Архив документов». К сожалению достаточное количество документов было уже нечитабельно (слепые тексты), и кроме того, для части документов не удалось идентифицировать периоды и авторство.

Кроме того, предприняты усилия по составлению списка документов, включающего все официальные подтверждения о снятии с документов ограничительного грифа, поскольку Интернет-представление информации этого требует.

На основе опыта этой работы, мнений экспертов и выбора методов классификации информации мы приняли решения о составе разделов меню страницы Росгидромета и алгоритма представления информации.

Особенностью Архива документов кроме систематизированного каталога является наличие метаописания каждого исходного оцифрованного документа.

Это сделано для того, чтобы специалисты в любых предметных областях или другие заинтересованные лица могли ознакомиться с документами в целом.

Если кого-то заинтересовал сам документ, то из раздела метаописания «Доступ» можно получить на экране или распечатать исходный документ.



Архив документов состоит из двух больших разделов:

- Каталог
- Карты.

Знакомство с документами Архива позволяет увидеть согласованную картину действий по ликвидации последствий катастрофы и оценить, какие действия были наиболее результативными. Важно отметить вот что: из этого массива систематизированной информации видно, насколько оперативно решались поставленные задачи по смягчению последствий, видны принимаемые решения на самых верхних уровнях власти. Фрагмент концептуальной схемы Архива документов, уровни 1–4, представлен на рис. 1.

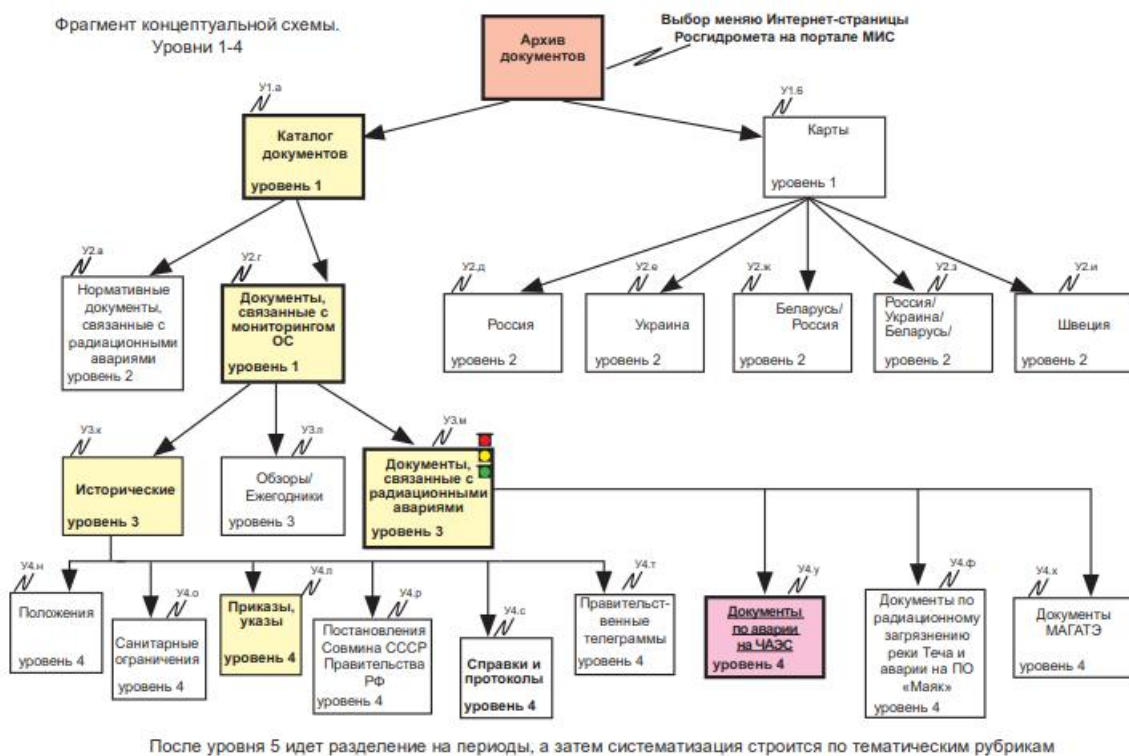


Рисунок 1. Фрагмент концептуальной схемы раздела Интернет-страницы Росгидромета на портале МИС «Архив документов», уровни 1–4.

Особенно хочется обратить внимание на документы подразделения «Исторические документы», например, такие: 1989 год — Постановление «О мерах по обеспечению защиты персонала атомных станций и населения в случае возникновения радиационно-опасных аварий на этих станциях», 1991 год — Постановление «О концепции проживания населения в районах, пострадавших



от аварии на ЧАЭС». Документ от 8 апреля 1991 года. На нем пометка «Срочно». В это время работы по ликвидации последствий аварии велись уже по Программам, и Постановления принимались не часто. Так говорят эксперты, которые в то время принимали участие в работах. Они помогали отбирать материалы для электронного Архива. 1992 год — Постановление 1008 «О режиме территорий». Документ от 25 дек 1992 года. Речь идет о видах деятельности в зоне отчуждения.

Результаты анализа таких документов могут быть использованы при оценке рисков, при планировании работ, связанных со снижением социальной напряженности в загрязненных районах, что до сих пор актуально.

Следующие уровни Архива касаются непосредственно документов по аварии на ЧАЭС и имеют статусы: Отчеты, Справки, Рабочие журналы и Атласы (рис. 2). В этом разделе все документы систематизированы по 3-х летним периодам. Пример отчета из группы 1986–1988 годы. 1987 год. Отчет «Содержание плутония в почвах». Данные 1986 года. Смотрим метаописание и сам отчет, который, как и все документы, оцифрован и представлен в формате pdf. Для сравнения скажу, что группа отчетов 1992–1994 годов показывает, что исследования загрязнения территорий велись уже по областям.

Группа отчетов периода 2001–2012 годы (уже не 3-летний период) показывает, что появились документы более концептуального характера: по стратегии реабилитации земель, по дополнительным обследованиям, по уточнению радиационной обстановки.

В настоящее время Архив сдан в промышленную эксплуатацию. Адрес: <http://rb.mchs.gov.ru/rosgidromet/Archive>

### **Справочные услуги**

Следующий большой опыт формирования услуг населению в части информирования о загрязнении того или иного населенного пункта отражен в разделе меню Интернет-страницы Росгидромета «Справочные услуги».

Данные, полученные в НПО «Тайфун», — уникальные — мы об этом говорим везде, но они сами по себе были трудно применимы для создания процедуры автоматизации информирования широкого спектра населения и для решения задач оценок. Поэтому массив требовал серьезной систематизации и принятия целого рода технических решений.







В настоящее время в рамках таких услуг через интернет-страницу Росгидромета любой житель РФ может познакомиться с информацией о загрязнении НП, с информацией о том, когда были обследования НП и к какой зоне загрязнения этот НП в данное время относится. Пользователь формирует запрос к базам данных «Чернобыль 2» и «Перечень НП» и получает ответ в виде Справки с информацией, указанной в ответ на запрос: сведения о среднем уровне загрязнения, обследованиях и количестве отобранных проб, о категории зоны, к которой принадлежит населенный пункт.

Множество запросов, поступающих в НПО «Тайфун», связаны как раз с такой информацией. Теперь ее можно получить непосредственно на месте проживания. Данные раздела «Справочные услуги» позволяют провести различные сравнения, например, как снижаются уровни загрязнения цезием-137 по прошествии многих лет.

В базе данных «Чернобыль 2» к настоящему моменту содержится 11.180 записей.

Как уже показано ранее, пользователь может обратиться также к базе данных «Перечень НП», чтобы получить Справку о категории зоны, к которой относится запрашиваемый им населенный пункт. Эта база данных была ранее специально создана, и уже в нынешнем году обновлена в соответствии с новым Постановлением Правительства в октябре 2015 года.

Во время опытной эксплуатации Архива документов велся Журнал событий, фрагменты записей в журнале представлены далее.

*«Сразу следует отметить, что информация на интернет-странице очень своевременна. Это важнейшее средство работы с общественностью по одной из ключевых тем современного общества — радиационной безопасности населения. Заслуживает одобрения и то, что рассчитана на широкий круг пользователей разного уровня подготовки».*

*«Вы делаете большую нужную и очень важную работу. Те, кто участвовал в «чернобыльской деятельности» уйдут из жизни, а материалы останутся. Спасибо вам!»*

Во все администрации регионов, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, и во все УГМС посланы информационные письма с адресом Интернет-страницы Росгидромета на сайте МИС. Фрагмент письма представлен на рис. 3.

Необходимо было сохранить исторический опыт и знания, чтобы не потерять уникальные и полезные до сих пор знания.



К 30-летней годовщине уже выросло поколение молодежи, которое не знает всех последствий той страшной аварии, и одной из наших задач было подготовить Интернет-хранилище объективных знаний. В заключение можно сказать, что опыт работы в рамках межведомственной системы позволил сохранить уникальные документы и одновременно сделать их доступными для любых пользователей, а это помогает формировать единое информационное пространство.

На странице Росгидромета в разделе «Справочные услуги» [http://rb.mchs.gov.ru/rosgidromet/rg\\_spravochnie\\_uslugi](http://rb.mchs.gov.ru/rosgidromet/rg_spravochnie_uslugi) можно получить информацию о радиоактивном загрязнении территорий населенных пунктов, подвергшихся воздействию аварии на Чернобыльской АЭС радионуклидами цезия-137 и о принадлежности населенных пунктов к зонам загрязнения, определенным Постановлением Правительства № 1074 от 08.10.2015.

*Рисунок 3. Фрагмент информационного письма в региональные администрации*

Кроме того, собранные в одном месте документы дают возможность анализировать все прошлые действия по смягчению последствий радиационной аварии такого масштаба.



# РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТЫ УЧРЕЖДЕНИЙ РОСГИДРОМЕТА ПО МОНИТОРИНГУ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИЯХ, ПОСТРАДАВШИХ ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИИ НА ЧАЭС (НА РАННЕЙ СТАДИИ)

Вакуловский С. М.  
ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск

## 1. Работа радиометрических подразделений гидрометеослужбы

До аварии на ЧАЭС на территории страны функционировала радиометрическая сеть гидрометеослужбы, в составе которой ежедневно на 2247 пунктах проводились измерения мощности экспозиционной дозы, на 475 пунктах измерения радиоактивных выпадений с помощью горизонтальных планшетов, на 73 пунктах измерения объемной активности с помощью воздухо-фильтрующих установок.

Первая информация об аварийном загрязнении была получена начальником метеостанции Кордык Зинаидой Федоровной на метеостанции в г. Чернобыль в 9 часов 26 апреля 1986 г. В этот же день эта информация была проверена в результате полета на вертолете заместителем начальника украинской гидрометеослужбы Потуридисом Георгием Георгиевичем совместно с инженером Прямыцной Тamarой Константиновной и оперативно передана в Киев и Москву руководителю гидрометеослужбы страны Ю. А. Израэлю. Со второй половины дня 26 апреля все радиометрические посты на метеостанция в Киевской и Гомельской областях стали ежечасно осуществлять измерения мощности дозы гамма-излучения, и в г. Брагин 27 апреля была зафиксирована МЭД 30 мр/час. С 28 апреля на такой режим наблюдения перешли все метеостанции на Европейской части СССР. 1–2 мая «чернобыльские» радионуклиды были зафиксированы в Красноярске, 3–4 мая — в Хабаровске и Владивостоке, а судовая радиометрическая сеть зарегистрировала эти радионуклиды в Атлантическом и Тихом океанах. Полученная на сети станций информация по телеграфным каналам связи поступала в республиканские центры и в центральный аппарат гидрометеослужбы для анализа и обобщения и передавалась в обобщенных справках в Правительственную комиссию. В таблицах 1 и 2 представлены данные о результатах наблюдения МЭД на территориях Украины, Белоруссии и России. В таблице 3 представлены результаты



Таблица 1

**Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в городах Украины и Белоруссии**

Города	26.04	27.04	28.04	29.04	30.04	01.05	02.05	03.05	04.05	05.05	06.05	07.05	08.05	09.05	10.05
Минск	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,06	0,05	0,035	0,03	0,017	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Гомель	0,3	0,3	0,4	0,1	0,5	0,4	0,4	0,4	0,25	0,3	0,3	0,28	0,28	0,2	0,3
Мозырь	0,5	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,32
Брагин	10,0	16,0	17,0	24,0	17,0	18,0	16,0	13,0	11,0	10,0	10,0	7,0	7,0	7,0	5,0
Полесское	11,0	11,0	11,0	6,0	7,0	7,0	6,0	5,0	5,0	4,0	3,0	3,0	3,0	3,0	1,02
Киев	0,01	0,01	0,01	0,075	0,075	0,28	0,25	0,6	0,85	0,45	0,53	0,7	0,5	0,45	0,32
Чернобыль	-	0,12	0,11	0,10	11,0	24,0	17,0	11,0	10,0	10,0	1,5	12,0	12,0	11,5	9,0

Таблица 2

**Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения по нескольким городам РФ**

Города	02.05	03.05	04.05	05.05	06.05	07.05	08.05	09.05	10.05	11.05	12.05	13.05	14.05
Злынка	-	0,3	0,3	0,3	-	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Болхов	1	1	1	1	1	1	0,5	0,5	0,37	0,35	0,37	0,31	0,26
Верховье	-	0,3	0,25	0,20	0,19	0,15	0,10	0,07	0,10	0,10	0,10	0,11	0,10
Дмитровск-Орловский	0	0,4	0,4	0,4	0,3	0,4	0,35	0,4	0,50	0,3	0,3	0,25	0,24
Белев	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	0,15
Плавск	2	2	1,5	1	1	0,8	0,8	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5



**Концентрация радионуклидов в воздухе г. Москва (10Е-15 Ки/м<sup>3</sup>)  
по результатам ежесуточных наблюдений**

Дата	Радионуклиды													Сумма
	<sup>95</sup> Zr	<sup>103</sup> Ru	<sup>106</sup> Ru	<sup>131</sup> I	<sup>132</sup> Te+ <sup>132</sup> I	<sup>134</sup> Cs	<sup>136</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>140</sup> Ba+ <sup>140</sup> La	<sup>141</sup> Ce	<sup>144</sup> Ce			
30.04	270	243	-	2030	2110	432	151	676	1243	324	-		7479	
01.05	70	43	-	865	865	114	35	230	270	59	-		2551	
02.05	68	135	-	7300	3240	541	49	946	108	32	-		12419	
03.05	27	24	-	837	135	65	27	81	81	-	-		1277	
04.05	19	13	-	270	54	19	5	27	41	-	-		448	
05.05	5	16	-	162	27	16	-	27	38	-	-		291	
06.05	11	16	-	270	27	46	16	81	13	-	-		480	
07.05	19	432	-	1050	1480	54	13	119	594	-	-		3761	
08.05	24	675	-	1485	1026	243	57	432	675	41	-		4658	
09.05	27	189	41	1350	324	203	43	324	216	-	-		2717	
10.05	-	13	-	243	46	22	-	54	54	-	-		432	



наблюдений за черновыльскими радионуклидами в приземной атмосфере г. Москвы. А на рис. 1 представлена карта загрязнения местности  $^{131}\text{I}$ , построенная по результатам измерений атмосферных выпадений на горизонтальные планшеты, установленные на метеостанциях.

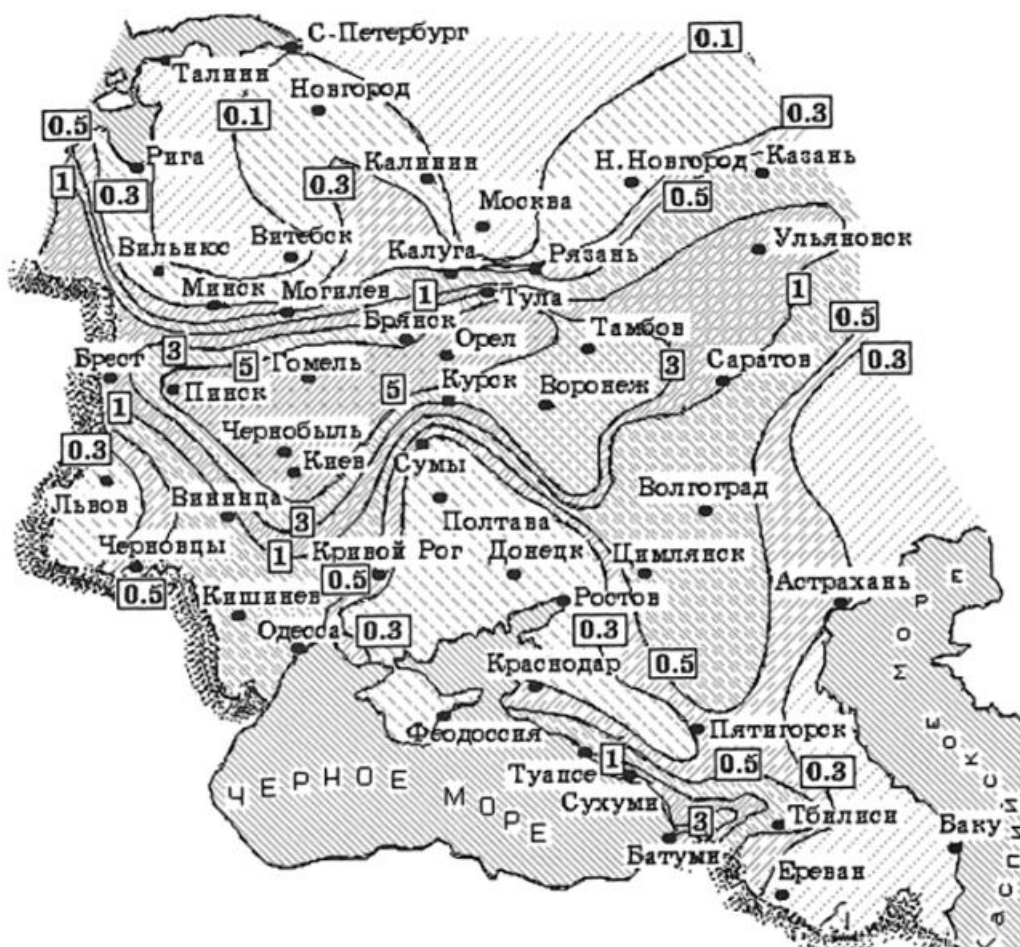


Рисунок 1. Концентрации  $^{131}\text{I}$ , Ки/км<sup>2</sup> на 15 мая 1986 г.

## 2. Первые авиационные и наземные радиационные разведки.

27 апреля на самолете радиационной разведки АН-30р сотрудниками ИГКЭ (Петров В.Н и Иванов А. Б.) была проведена аэро-гамма съемка над аварийной АЭС и прилегающей к станции территории. На основании результатов этой съемки и данных наблюдений на метеостанциях 27 апреля был представлен в Совет Министров и ЦК КПСС первый доклад о радиационной обстановке на обследованной территории. В докладе было отмечено, что вследствие распространения воздушных масс в направлении на север и северо-запад, загрязненные воздушные массы могут пересечь границы страны.



Сотрудники НПО «ТАЙФУН» первую радиационную разведку на двух автомашинах и одном вертолете выполнили 30 апреля по маршрутам Киев — Иванков — Копачи — хвойный лес на расстоянии 1,5–2 км от аварийного реактора и Киев — Иванков — Полесское — Чернобыль, в процессе которых через каждые 10 км измерялись мощности доз гамма-излучения и отбирались пробы почв. 1 мая 1986 г. начальник лаборатории радиационного контроля Украинской гидрометеослужбы Корнейчук В. А. на вертолете обследовал пункты Усов, Красное, Машево и определил, что там мощности экспозиционной дозы гамма-излучения достигали 0,5 Р/час. Эта информация была доложена Ю. А. Израэлю и после его доклада в Правительственную комиссию на следующий день 2 мая из этих и соседних пунктов было отселено 2370 человек.

По результатам первых радиационных разведок, была построена карта радиоактивного загрязнения ближней к аварийному реактору зоне (рис. 2), представленная в Правительственную комиссию 2 мая 1986 г, по которой было принято решение о незамедлительной эвакуации населения из населенных пунктов 30-км зоны общей численностью 116 000 человек.

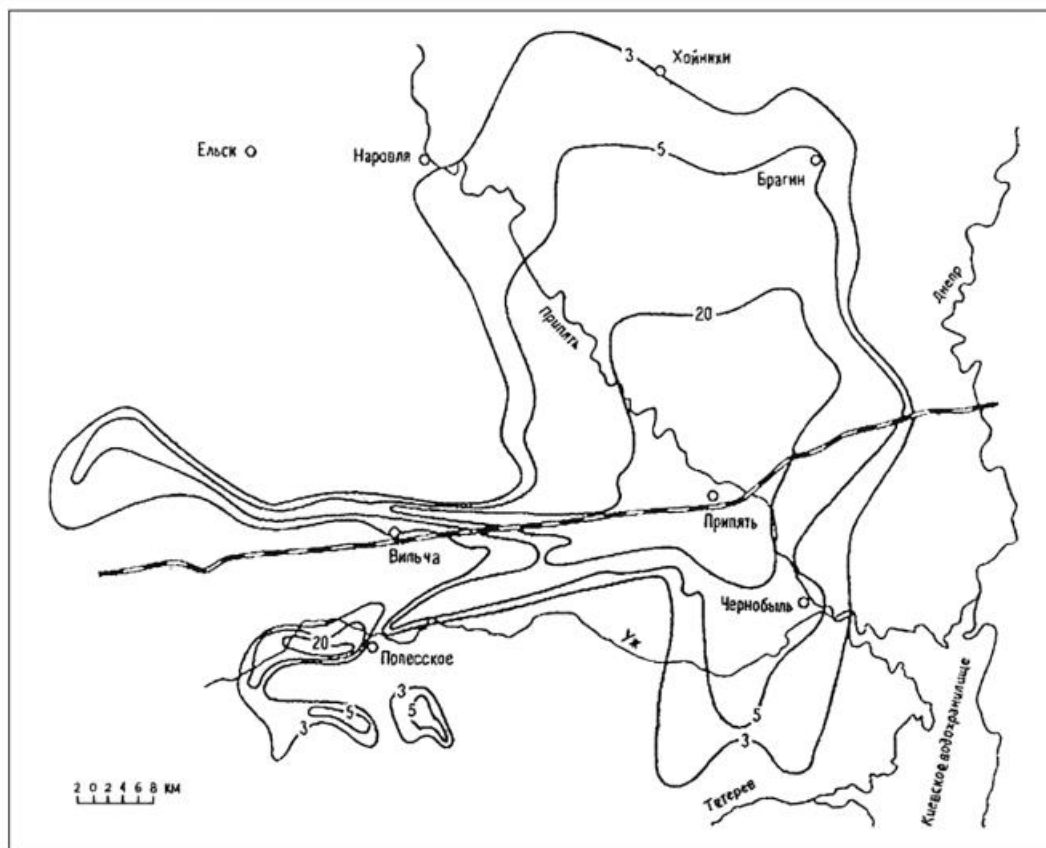


Рисунок 2. Карта радиоактивного загрязнения ближней к аварийному реактору зоне.







В связи с утверждением указанного документа появилась неотложная необходимость определить на карте границы зоны, в которой население может получить годовую дозу превышающую 10 бэр. В качестве границы зоны отселения был принят предел мощности дозы гамма-облучения в 5 мр/час на 10 мая 1986 г. Площадь такой зоны, определенная методом авиационных дозиметрических съемок, составила около 3000 км<sup>2</sup>.

В период 30.04–7.05. 1986 г. сотрудниками ВНИИСХМ на самолете ИЛ-14, оборудованном гамма-спектрометром, была проведена гамма-съемка дальней зоны, в процессе которой была выявлена зона повышенного загрязнения в западной части Брянской области и на стыке Калужской и Тульской областей, а в начале июня 1986 г. были представлены карты загрязнения <sup>95</sup>Zr+<sup>95</sup>Nb, <sup>137</sup>Cs, <sup>103</sup>Ru. На рис. 4 представлена карта загрязнения <sup>137</sup>Cs части Калужской и Тульской областей.

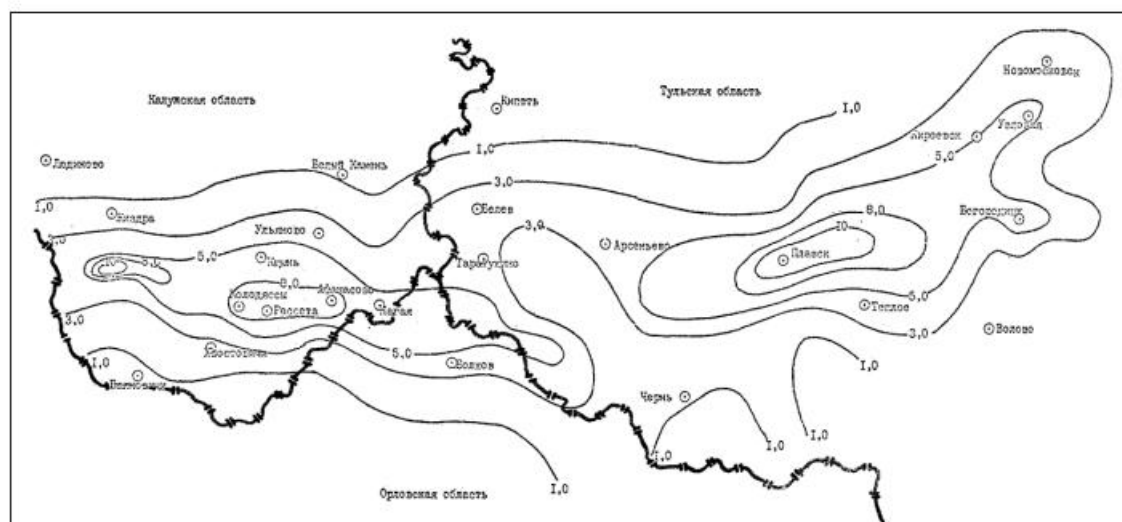


Рисунок 4. Карта-схема загрязнения почв Калужской, Тульской областей

### 3. Первые оценки радиоактивного загрязнения водных объектов

Начиная с 1 мая 1986 г., когда сотрудниками НПО «ТАЙФУН» были отобраны пробы воды в Киевском водохранилище у берега вблизи г. Лелев и в р. Припять у речного вокзала в г. Чернобыль, а в последующие дни на реках, протекающих по загрязненной зоне, и на акватории Киевского водохранилища, выполненный гамма-спектрометрический и радиохимический анализ проб выявил высокие уровни загрязнения, превышающие установленные доаварийные нормативы. В таблицах 4–5 показаны данные об уровнях загрязнения воды в водоемах.



Таблица 4

**Максимальные концентрации радионуклидов в реках  
ближней зоны ( $10^{-9}$ Ки/л).**

Река	Дата	$^{131}\text{I}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{95}\text{Zr}$	$^{103}\text{Ru}$	$^{141}\text{Ce}$
Припять	02.05.86	120	60	42	22	-
Тетерев	03.05.86	54	34	39	19	18
Ирпень	06.05.86	50	30	22	-	-
Днепр (Киев)	03.05.86	35	19	19	-	9
ДК <sub>Б</sub>		1.0	25	62	80	88

Работы по определению содержания  $^{90}\text{Sr}$ , проводимые с 1 мая 1986 года, показали, что в первые дни мая максимальные уровни  $^{90}\text{Sr}$  достигали значения ДК<sub>Б</sub> —  $4 \times 10^{-10}$ . В связи с высокими уровнями загрязнения рек, впадающих в Киевское водохранилище, являвшееся самым крупным источником питьевого снабжения г. Киева, возникла необходимость оперативно проконтролировать степень загрязнения этого и других водохранилищ. С этой целью в середине мая 1986 г. сотрудники НПО «ТАЙФУН» на экспедиционном судне обследовали все водохранилища Днепровского каскада. На рис. 5 представлены результаты обследования Киевского водохранилища.

Таблица 5

**Динамика загрязнения воды в р. Припять г. Чернобыль  
( $10^{-9}$ Ки/л)**

Дата	$^{131}\text{I}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{141}\text{Ce}$	$^{144}\text{Ce}$	$^{103}\text{Ru}$	$^{95}\text{Zr}$
01.05.86	57	6,7	38	11	10	15	11
06.05.86	22	4,3	4,8	2,4	-	4,6	4,5
03.06.86	09	0,6	-	-	-	0,7	0,3
20.06.86	-	0,1	-	0,05	0,09	0,1	0,1
16.07.86	-	0,2	-	0,4	1,0	0,4	1,0
ДК <sub>Б</sub>	1,0	15	25	88	12	80	62



В первые дни после аварии радионуклиды поступали из атмосферы на поверхность водных объектов. В последующий период радионуклиды должны были поступать за счет смыва с загрязненных водосборов во время дождей и таяния снега во время весеннего половодья. Поэтому оказалось необходимым представить прогноз возможного загрязнения водных объектов. Такой прогноз на основе полученной первой информации о степени загрязнения водосборных территорий и имевшихся литературных данных о коэффициентах смыва долгоживущих изотопов, полученных на основе наблюдений за миграцией глобальных радиоактивных выпадений от испытаний ядерного оружия, был подготовлен и направлен в Правительственную комиссию. Прогноз показал, что уровни загрязнения могут на 1–2 порядка превысить доаварийный уровень, но не превысят действующие нормативы для населения. Но прогноз не учитывал возможный смыв с сильно загрязненной промышленной площадки, территория которой была покрыта бетоном, коэффициент смыва с которой был неизвестен. Поэтому было предложено провести комплекс защитных мероприятий по минимизации смыва с промышленной площадки. Вместе с тем на основании прогноза было отклонено предложение о строительстве обводного канала р. Припять — р. Днепр вокруг загрязненных водосборов, что позволило более рационально расходовать средства направляемые на ликвидацию последствий аварии. Поскольку атмосферные осадки за счет смыва радиоактивных веществ с загрязненных водосборов могли вызвать их поступление в реки, было принято решение об активном воздействии на облака с целью недопущения выпадения дождей на загрязненные водосборы. С этой целью сотрудники ЦАО с 1 мая по 15 июня проводили соответствующие воздействия, которые предотвратили выпадение осадков и дополнительное загрязнение водных объектов.

#### **4. Оценка наличия неуправляемой цепной реакции в аварийном реакторе**

При проведении исследований состояния ядерного топлива в аварийном реакторе появилось предположение о возможности возникновения в топливе неуправляемой цепной реакции. Для проверки этого предположения Правительственной комиссией было поручено специалистам гидрометеослужбы проверить истинность этого предположения. Для экспериментальной проверки в НПО «ТАЙФУН» было сконструировано и изготовлено





Нуклиды	Точки отбора				
	1	2	3	4	5
<sup>95</sup> Zr	1,0	0,9	0,9	0,3	0,9
<sup>103</sup> Ru		0,7	2,3		
<sup>131</sup> I	3,8	7,1	8,3	4,0	7,1
<sup>137</sup> Cs				0,7	
<sup>140</sup> Ba			2,9		
<sup>239</sup> Np			2,9		

Нуклиды	Точки отбора				
	6	7	8	9	10
<sup>95</sup> Zr	0,5	1,5	0,6	1,1	6,2
<sup>103</sup> Ru	0,5		0,5	0,1	10,7
<sup>131</sup> I	7,3	7,3	6,2	8,0	20,5
<sup>137</sup> Cs					0,1
<sup>140</sup> Ba	0,3	0,5	0,7	0,1	0,6
<sup>239</sup> Np				2,7	

Нуклиды	Точки отбора				
	11	12	13	14	15
<sup>95</sup> Zr	0,4	0,2	1,5	1,2	0,2
<sup>103</sup> Ru		0,4	0,7		
<sup>131</sup> I	8,5	7,0	6,0	3,0	1,9
<sup>137</sup> Cs	1,0	0,8	1,1		
<sup>140</sup> Ba		0,4	0,7	0,4	
<sup>239</sup> Np	8,4	2,8	1,9		

Рисунок 5. Результаты обследования Киевского водохранилища в мае 1986 г.

устройство, позволившее 16 и 19 мая 1986 г отобрать с вертолета, к которому была подвешена на тросе гирлянда пробоотборных устройств оснащенных специальными фильтрами, пробы аэрозолей вблизи развала реактора. Экспонировавшиеся фильтры были оперативно подвергнуты гамма-спектрометрическому анализу в Институте ядерных исследований и после доставки в Обнинск — в НПО «ТАЙФУН», которые показали отсутствие короткоживущих изотопов и, следовательно, отсутствия неуправляемой цепной реакции. На основании результатов этого эксперимента было принято решение об отсутствии необходимости засыпки материала, поглощающего нейтроны, в аварийный реактор и отправки тяжелых вертолетов к месту постоянного базирования.

## 5. Оценка возможности дезактивации территории г. Припять

В конце мая 1986 г было предложено дезактивировать территорию и жилые здания г. Припять, в котором проживал эксплуатационный персонал станции и их семьи. Но при этом,



предполагалось, что вторичного загрязнения дезактивированной территории и зданий не произойдет. В связи с этим предложением в период 3–15 июня 1986 г. была проведена экспериментальная оценка вторичного загрязнения дезактивированного двухэтажного здания, из белого силикатного кирпича находившегося на западной окраине г. Чернобыль, которая показала, что за короткий период происходит вторичное загрязнение стен и крыши здания. На основании этого результата было принято решение о прекращении первых попыток по дезактивации, что позволило сократить расходы на устранение последствий аварии и уменьшить дозовые нагрузки на персонал воинских частей, привлекаемых к работам по дезактивации.

#### **6. Организация массовых гамма-спектрометрических анализов проб почв на гидрологической станции «Киев», в Обнинске, Минске.**

После принятия неотложных мер по эвакуации населения из загрязненной зоны, границы которой определялись по критерию не превышения мощности дозы гамма-излучения, были сформулированы критерии по предельной плотности загрязнения местности в населенных пунктах по долгоживущим изотомам  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  — 40 Ки/км<sup>2</sup>, 3 Ки/км<sup>2</sup>, 0,1 Ки/км<sup>2</sup> соответственно. В связи с этим возникла необходимость проведения массовых гамма-спектрометрических и радиохимических анализов проб почв. Поскольку в Украинской и Белорусской гидрометеослужбах не было ни оборудования, ни соответствующих специалистов, а массовые оперативные анализы было необходимо проводить в Киеве и Минске, в первые дни после аварии гамма-спектрометрические анализы проводили сотрудники ИГКЭ в Институте ядерных исследований Украинской АН. В целях усиления работ по обеспечению исследований радиационной обстановки на территориях Белоруссии, Украины и России, загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС Приказом Госкомгидромета от 13.06.86 № 137 была создана комплексная экспедиция ИЭМ НПО «ТАЙФУН», которой было поручено, совместно с территориальными подразделениями, проведение контроля радиационной обстановки на загрязненной территории. Сотрудниками этой экспедиции в Киеве в помещении гидрологической станции «Киев» был размещен гамма-спектрометр, доставленный из Обнинска, предложена новая экспрессная методика измерения



и обработки результатов измерений проб почв, которая была передана в Обнинск и в Минск. С использованием этой методики были оперативно измерены несколько тысяч проб почв, по результатам которых Правительственная комиссия принимала дополнительные решения о необходимости отселения или отсутствия такой необходимости по конкретным населенным пунктам.

Результаты работы сотрудников гидрометеослужбы в ранний период после аварии на ЧАЭС были высоко оценены на уровне Правительства. Указом Президиума Верховного Совета СССР от 24 декабря 1986 г. более 70 сотрудников были награждены орденами и медалями (рис. 6).



*Рисунок 6. Сотрудники учреждений Госкомгидромета СССР, награжденные орденами и медалями за участие в работе по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г.)*

На последующих периодах аварии сотрудники учреждений гидрометеослужбы принимали активное участие в получении информации о радиационной обстановке на загрязненных территориях, на основе которых правительства Беларуси, России и Украины принимали решения, направленные на минимизацию ущерба населению, проживающему на этих территориях.



## Список литературы

1. Отчет «Радиоактивное загрязнение атмосферы и местности при аварии на Чернобыльской АЭС» (основные данные за период апрель-ноябрь 1986 г.). Москва, 1986 г.— 152 с. Фонд ФГБУ «НПО «ТАЙФУН», инв.№ Т 5841.

2. Израэль Ю. А., Петров В. Н., Авдюшин С. И. и др. Радиоактивное загрязнения природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС». М: Метеорология и гидрология, 1987, № 2 — с. 5–18.

3. Сборник материалов о работах по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в 1986–1990 гг. «Чернобыль. Пять трудных лет». М: ИЗДАТ, 1992–384 с.

4. Израэль Ю. А., Вакуловский С. М., Ветров В. А. и др. «Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред». Ленинград: Гидрометеоиздат, 1990–296 с.

5. Тертышник Э. Г., Вакуловский С. М. Экспрессный метод гамма-спектрометрического анализа почвенных блоков, отобранных без нарушения дернового слоя. АНРИ, № 2, 2010 — с. 31–34.

6. Константинов С. В. Радиоактивность атмосферного воздуха г. Москвы в мае 1986 года. Труды международной конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий». Санкт-Петербург: Гидрометеоиздат, 2006, с. 138–145.



## **ВОДНЫЕ ПРОБЛЕМЫ И МОНИТОРИНГ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА ПОСЛЕ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ И АВАРИЙ (НА ПРИМЕРЕ АВАРИИ НА ЧАЭС)**

Василенко Н. Г., Журавин С. А.  
ФГБУ «Государственный гидрологический институт»,  
г. Санкт-Петербург

*Представлены результаты гидрологических наблюдений, проведенных оперативной группой Государственного гидрологического института в зоне загрязнения ЧАЭС и Киевского водохранилища в период 1986–1991 годы.*

### **Введение**

Основная задача, поставленная перед гидрологами, заключалась в оценке загрязнения водных объектов радиоактивными веществами (РАВ), в первую очередь в ближней зоне ЧАЭС и Киевском водохранилище, а также в гидрологическом обеспечении мероприятий по снижению их выноса из загрязненной зоны. Работы выполнялись в тесном взаимодействии с профильными институтами.

Особую опасность переноса радиоактивных загрязнений водными потоками представляют периоды повышенной водности — половодье и дождевые паводки. Это предопределило решение задач по оценке возможных зон затопления поймы р. Припять при прохождении весеннего половодья и дождевых паводков, а также при возникновении ледовых заторов, исследованию гидрологических аспектов предотвращения поверхностного смыва с водосбора, прогнозу стока и уровней воды, прежде всего весеннего половодья, оперативное сопровождение изменений стока половодья. Для принятия оперативных решений по предотвращению выноса РАВ путем фильтрации и «течи» из пруда-охладителя, выноса РАВ при затоплении-подтоплении пойм, выноса через глухие и фильтрующие дамбы и т.д. был организован мониторинг гидрологического режима пруда-охладителя и основных водотоков зоны ЧАЭС. Помимо исследований водотоков зоны ЧАЭС, проводилась оценка и прогноз загрязнения водных масс Киевского водохранилища при вынесении наносов притоками, ветрового взмучивания донных отложений и выноса из него загрязняющих веществ.

Следует отметить, что некоторые мероприятия, связанные с попытками предотвращения стока поверхностных и подзем-



ных вод из зоны ЧАЭС, проводились в авральном режиме без должного гидрологического обоснования, что привело к негативным последствиям. К таким случаям относятся, в частности, обустройство «глухих» дамб на малых водотоках, оконтуривание промплощадки ЧАЭС водонепроницаемой стенкой и некоторые другие.

### **Организация работы оперативной группы ГГИ в зоне ЧАЭС**

В первых числах мая 1986 г. была сформирована и направлена в зону ЧАЭС оперативная группа ФГБУ «ГГИ». Основная задача этого периода — организация пунктов наблюдений, оценка вероятных зон затопления поймы р. Припять при максимальных расходах половодья различной повторяемости и анализ половодья 1986 г. (совместно с УкрНИГМИ), оценка загрязнений водных объектов. Летом и осенью 1986 г. проводился отбор проб взвешенных наносов и донных отложений на водных объектах в зоне ЧАЭС, осуществлялось оборудование наблюдательных створов, начало наблюдений за стоком воды и наносов, изучение поверхностного смыва РАВ (УкрНИГМИ), оценка состояния водоохраных сооружений (131 объект) и определение объемов накопленной воды, решение оперативных вопросов по состоянию водных объектов. В феврале — марте 1987 года была выполнена оценка отложения наносов и их транспорта в Киевском водохранилище и далее по каскаду, уточнены схемы прогноза половодья, проводились режимные гидрометрические наблюдения на водных объектах. С 1987 по 1990 год проводились детальные наблюдения на акватории пруда-охладителя и примыкающей к нему территории.

На реке Припять от г. Мозырь до г. Чернобыль режимные гидрологические наблюдения проводились на трех постах: р. Припять — г. Мозырь ( $F = 97200\text{км}^2$ ), р. Припять — г. Припять ( $F = 101000\text{км}^2$ ) и р. Припять — г. Чернобыль ( $F = 109000\text{км}^2$ , наблюдения только за уровнями воды). Половодье на р. Припять в 1986 году проходило с 17 марта по 17 июня, максимальные расходы в створе г. Припять отмечались 20 и 21 апреля. К 29 апреля 1986 года по всем створам наблюдалось снижение максимальных уровней от максимальных на 25%. Вероятность максимальных расходов половодья 1986 года составила 60–70%, т.е. ориентировочная повторяемость таких расходов один раз в три года. Уже при этих расходах в створе г. Мозырь глубина затопления



поймы составляла порядка 1.0 м (на максимуме). В течение 21 дня (с 8 апреля по 28 апреля) средняя глубина затопления поймы составляла более 0,5 м, с 29 марта по 4–6 мая глубина воды на пойме была 0,5 м и ниже. В районе г. Припять в половодье 1986 года глубина воды на пойме составляла порядка 40 см. Причем в районе г. Припять вода на пойму выходила в период с 11 апреля по 2 мая.

Статистические расчеты по данным многолетних наблюдений и анализ половодья 1986 года позволили определить величины максимальных расходов весеннего половодья различной вероятности превышения и оценить площади затапливаемых пойм при прохождении этих расходов (табл. 1).

Расчетные величины дождевых паводков различной вероятности превышения в 3–5 раз ниже расходов половодья соответствующей обеспеченности. Выполненные расчеты позволили определить, что при максимальных расходах воды 1%-ной обеспеченности в половодье, глубина затопления поймы может достигать 3,8–4,2 м, скорости течения воды на пойме могут составлять 1,3–1,5 м/с, продолжительность периода нахождения воды на пойме составляет до 60 дней. При средних условиях ( $Q_{50\%}$ ) глубина воды на пойме может составлять 1,3–1,8 м, скорость течения — до 0,5–0,7 м/с, продолжительность периода стояния воды на пойме — до 30 дней.

Таблица 1

**Максимальные расходы половодья и площади затопления поймы р. Припять у г. Припять**

Максимальный расход воды, м <sup>3</sup> /сек, г. Припять			Площадь затопления, (F км <sup>2</sup> )		
Q <sub>1%</sub>	Q <sub>10%</sub>	Q <sub>50%</sub>	F <sub>1%</sub>	F <sub>10%</sub>	F <sub>50%</sub>
5500	3390	1400	936	650	530

По данным УкрНИГМИ весной 1999 года на р. Припять наблюдалось достаточно высокое половодье. Максимальные расходы воды в районе г. Чернобыль превышали 3000 м<sup>3</sup>/с (P = 10%) [3]. В ходе этого половодья большая часть радиоактивно загрязненных правобережных и левобережных пойм в зоне отчуждения ЧАЭС было затоплено. Выход на пойму отмечался уже при расходах порядка 800 м<sup>3</sup>/с. По данным Войцеховича О. В., первая вол-



на загрязнения вод радионуклидами была связана с добеганием воды с территорий дальней зоны выпадений радионуклидов при снеготаянии на водосборе. Вторая волна загрязнения вызвана смывом радионуклидов с пойм территории ближней зоны ЧАЭС (рис. 1).



Рисунок 1. Гидрограф стока и концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в водах р. Припять в период весеннего половодья 1999 г.

В относительно теплые зимы при зимних ледоходах и в отдельные годы при формировании весеннего половодья на р. Припять возможно сочетание условий, приводящих к образованию ледовых заторов на отдельных участках [9]. Такие условия сложились зимой 1991 года, что привело к затоплению значительных территорий в ближней зоне ЧАЭС. При этом подъеме уровней в р. Припять наблюдались самые высокие после 1986 года уровни содержания  $^{90}\text{Sr}$  — более 270 пКи/л (рис. 2) [4]. Следует отметить, что воздействие льда на пойменные участки с точки зрения смыва загрязнений не изучены.

Для прогноза половодья 1987 года оперативной группой ГГИ в течение лета и осени 1986 года проводились достаточно детальные наблюдения по оценке изменчивости воднофизических свойств почв на территории, условия их распространенности и возможные пути разгрузки. Для разработки мер по защите территории от затопления и выноса загрязняющих веществ в речную сеть предварительный прогноз объема стока половодья был дан в ГГИ, в частности, Крестовским О.И. в декабре 1986 года и уточнен в феврале 1987 года.



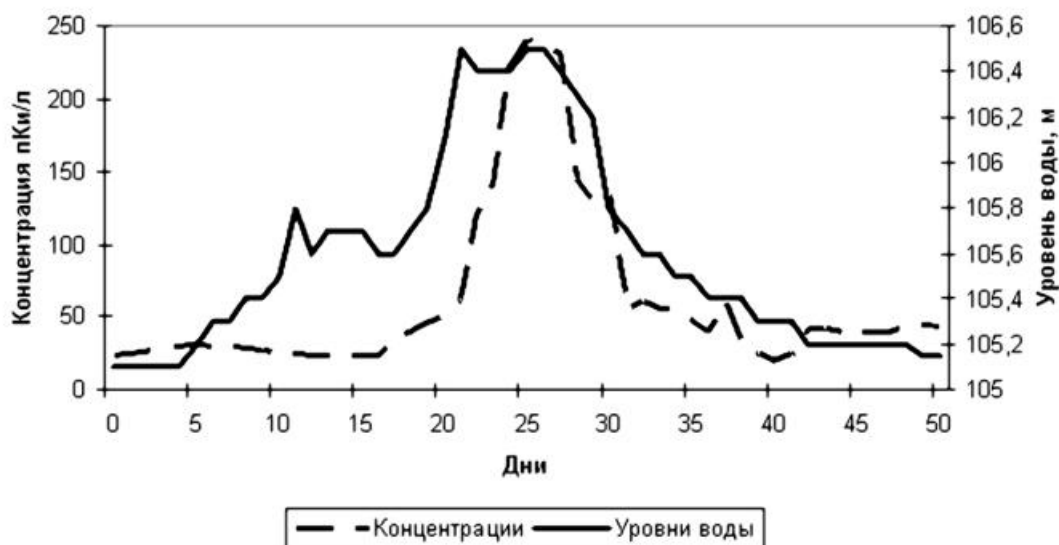


Рисунок 2. Гидрограф стока и концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в водах р. Припять зимой 1991 г., начиная с 01.01.1991 г.

В соответствии с выполненным ранее в ГГИ районированием равнинной части ЕТС по основным стокоформирующим факторам, на рассматриваемой территории изменчивость водопроницаемости почв и соответственно потерь талых вод на водосборе определяется степенью их промерзания [2]. Как правило, предвесенняя увлажненность почв близка или превышает величину их наименьшей влагоемкости, что обусловлено достаточно высокой влажностью почв с осени и частыми зимними оттепелями. Основным фактором потерь талых вод на водосборе является глубина промерзания почвы, а дополнительным фактором — влажность почв в годы с недостаточным их увлажнением.

В основу долгосрочного прогноза объема стока весеннего половодья положены региональные зависимости вида:

$$Y_T = f[(S + P), U, L], \quad (1)$$

где  $Y_T$  — слой стока весеннего половодья,  $S$  — максимальные предвесенние запасы воды в снеге,  $P$  — осадки за период половодья,  $U$  — увлажнение почво-грунтов,  $L$  — глубина промерзания почво-грунтов.

Точность долгосрочных прогнозов объемов талых вод половодья определяется надежностью оценки потерь стока на водосборе. На уточнение этих характеристик и была направлена работа оперативной группы ГГИ в осенне-зимний сезон. Краткосрочный



прогноз выполнялся по связям соответственных максимальных расходов и уровней воды по длине р. Припять.

По окончании периода атмосферных выпадений продуктов аварийного выброса основными источниками поступления радионуклидов в речную воду является их смыв поверхностным стоком с водосборных территорий, процессы десорбции с загрязненных донных отложений и обводняемых загрязненных участков пойм. В качестве параметров смыва используются коэффициенты «жидкого» ( $K_{жс}$ ) и «твердого» ( $K_{тв}$ ) смыва, равные долям радионуклида от его запаса в почве, переходящим в поверхностный сток в растворенном состоянии и на взвеси. Коэффициенты жидкого и твердого смыва рассчитывались по формулам:

$$\begin{aligned} K_{жс} &= \frac{c_v W}{c_n S} = \frac{c_v h}{c_n} \\ K_{тв} &= \frac{c_a a h}{c_n} \end{aligned} \quad (2)$$

где  $W$  — объем стока с площадки;  $c_v$ ,  $c_n$  и  $c_a$  — средняя концентрация растворенного радионуклида в воде, средний запас радионуклида на почве и среднее содержание радионуклида во взвеси, соответственно;  $S$  — площадь стоковой площадки;  $a$  — средняя мутность воды;  $h$  — слой стока.

Работы по оперативному определению интегральных характеристик смыва радионуклидов поверхностным стоком в полевых экспериментах на территории тридцатикилометровой зоны и исследование процессов миграции радионуклидов в системе почва–вода проводились сотрудниками УкрНИГМИ в 1986–88 годах на 6-и стоковых площадках с основными типами почвы и растительности [1]. Экспериментальные исследования позволили установить нормированные для территории значения коэффициентов смыва и выявить, что определяющую роль в миграции радионуклидов в верхнем слое почв играют не физико–химические, а механические процессы, особенно в первые годы после выпадения [8].

Одной из задач, стоящих перед гидрологами, была оценка притока в Припять и ее пойму из пруда–охладителя при фильтрации через борта пруда. После оборудования дренажной канавы между прудом и Припятью и оборудования в пойме сети скважин фильтрационные свойства участка оценивались гидрогеологическими методами. Параллельно определение



потерь воды из пруда выполнялось гидрологическими методами, в частности, методом водного баланса. С этой целью на пруде-охладителе была оборудована метеостанция, позволяющая по измеренным величинам метеорологических элементов (температур, влажности воздуха, скорости ветра) оценить величины отдельных составляющих водного баланса пруда, в частности испарения. Были также организованы режимные наблюдения за температурой воды «холодной» и «теплой» частей пруда, проводились термические съемки по акватории водоема, режимные наблюдения за стоком по водотокам Борщи, Родвино, Глиница и через «течи» в северной и южной дамбах. При оценке количества закачиваемой в пруд воды использованы данные насосной станции Гидроцеха ЧАЭС. Водный баланс рассчитывался для общей системы, состоящей из пруда-охладителя и системы естественных и искусственных дрен в пойме Припяти.

Общий вид уравнения водного баланса пруда-охладителя имеет вид:

$$Q_n + P + Q_p + Q_b - E - Q_r - Q_t \pm \eta = 0, \quad (3)$$

где  $Q_n$  — подача воды по насосной станции;  $P$  — осадки на поверхность пруда-охладителя;  $Q_p, Q_b$  — приток по южной дренажной канаве из ручьев Борщи и Родвино;  $E$  — испарение с водной поверхности;  $Q_r$  — сток в замыкающем створе р. Глиница;  $Q_t$  — поверхностный сток по «течам» из дренажной канавы;  $\pm \eta$  — невязка водного баланса, включает погрешности определения составляющих водного баланса и неучтенные элементы, из которых наибольшей по величине является фильтрация из пруда-охладителя.

Уравнение решалось по месячным и годовым интервалам относительно невязки, которая рассматривалась как показатель суммарных фильтрационных потерь и контролировалась откачками по сети скважин. Ориентировочные величины среднегодовых расходов, определяющих суммарную фильтрацию из пруда-охладителя в пойму реки Припять за гидрологические годы 1987–1988, 1988–1989, 1989–1990, 1990–1991 составляли 3,3–2,6 м<sup>3</sup>/с. Внутригодовое распределение фильтрационных потерь из пруда-охладителя в пойму р. Припять представлено на примере двух гидрологических лет в таблице 2.

Внутригодовое распределение составляющих водного баланса пруда-охладителя, представленное на рисунке 3, позволяет

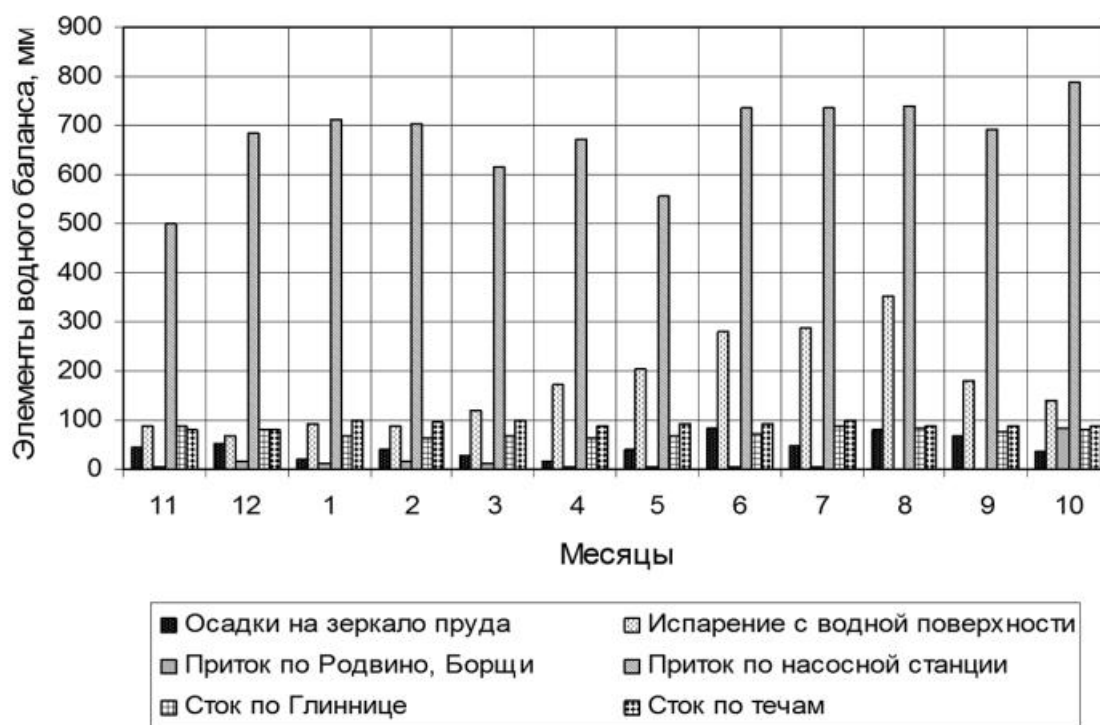


отметить, что основной вклад в приходной составляющей водного баланса — это водоподача насосной станции, а расходной — испарение с водной поверхности пруда (рис. 3).

Таблица 2

**Фильтрационные потери месячных и годовых водных балансов (м<sup>3</sup>/с) по пруду — охладителю**

Месяцы, годы	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	год
1988–1989	2,4	4,1	3,9	4,5	3,0	3,1	2,0	3,4	2,6	2,7	3,6	4,4	3,3
1989–1990	2,3	3,3	4,0	4,0	2,2	2,0	2,6	2,2	0,8	2,1	3,0	2,3	2,6



*Рисунок 3. Соотношение составляющих водного баланса по пруду-охладителю*

В 1987 году одной из задач, поставленных перед гидрологами, стояла задача оценки загрязнения водной массы в Киевском водохранилище в результате поступления наносов, ветрового взмучивания донных отложений и выноса из него загрязняющих веществ. Расчет распространения и отложения наносов в Киевском водохранилище выполнялся на основе баланса на-



носов по участкам водохранилища с использованием расчетной зависимости, предложенной А. В. Караушевым [5]. При расчетах в качестве исходных величин использовались расходы воды различной вероятности превышения и мутности при этих расходах по рекам Днепр, Припять, Тетерев, Уж и Ирпень. Сведения о морфометрических характеристиках Киевского водохранилища были представлены институтом кибернетики АН Украины. Выполненные расчеты показали, что наибольшее значение средней мутности наблюдается в верхней части Киевского водохранилища. Эта мутность формируется наносами впадающих в водохранилище притоков. В то же время из-за существенного снижения скоростей течения в водохранилище (по сравнению с реками) именно в этой части водохранилища большая часть всех поступающих из рек наносов оседает (до 83%). Остальная часть наносов, состоящая из сравнительно мелких фракций ( $d < 0.01 \text{ мм}$ ) практически транзитом проходит через все водохранилище. Доля отложившихся в водохранилище наносов от поступивших со стоком рек притоков колеблется от 84 до 98%, в зависимости от расходов воды.

Расчет полей мутности был выполнен при помощи математической модели, описывающей ветроволновое взмучивание и адвективно-турбулентный перенос взвешенных наносов в водоеме [6, 7]. Модель основана на численном решении уравнений мелкой воды и двумерного уравнения турбулентной диффузии. Модель позволяет вычислять поля осредненных по глубине течений и мутность при различных значениях внешних параметров — расходах воды притоков, скорости и направлению ветра. Учитывается также адвективный и турбулентный перенос, осаждение и взмучивание наносов под воздействием течений и ветрового волнения.

Результаты расчетов позволили сделать некоторые выводы. В частности, было выявлено, что взвешенные наносы, поступающие с водами притоков, оказывают влияние только на режим мутности северного участка водохранилища на протяжении 2–3 км от устья. Мутность остальной части водохранилища определяется главным образом процессами взмыва и осаждения донных наносов. Слабые ветры (до 3 м/с) не оказывают заметного влияния на поле мутности. Для большей части водохранилища для таких условий значения мутности воды составляют порядка  $1 \text{ г/м}^3$ . Области повышенной мутности расположены главным образом на северном участке водохранилища,



справа и слева от фарватера, дне наблюдаются относительно высокие скорости течения и малые глубины. При увеличении скорости ветра до 10 м/с концентрация взвешенных веществ в водохранилище существенно возрастает. Это связано с увеличением скорости течения и влиянием ветрового взмучивания. При таких условиях средняя мутность в водохранилище возрастает до 40 г/м<sup>3</sup>, а в зонах повышенной мутности может достигать 500 г/м<sup>3</sup> и более. Области повышенной мутности наблюдаются, как правило, на прибрежных мелководных участках водохранилища. Средняя мутность в замыкающем створе в таких условиях составляет 10 г/м<sup>3</sup>. При увеличении скорости ветра до 17 м/с, средняя мутность вод в водохранилище возрастает до 100 г/м<sup>3</sup>, а мутность в замыкающем створе — до 50 г/м<sup>3</sup>. С точки зрения загрязнения водохранилища и ниже лежащих участков реки наибольшую опасность представляют наносы мелких фракций, со средним диаметром 0,003 мм, поскольку эти фракции могут проходить через водохранилище транзитом.

### **Заключение**

Гидрологические аспекты играют важную роль в транспорте радиоактивных загрязнений, начиная со склонов водосборов и кончая крупными водными артериями и водохранилищами.

При возникновении аварийной ситуации на ядерных объектах наиболее важными гидрологическими задачами являются анализ вероятных зон затопления и оценка условий формирования и транспорта влекомых и взвешенных наносов.

Основное внимание справедливо уделяется периодам повышенной водности с наиболее высокими уровнями и расходами воды, скоростями потоков, которые способствуют затоплению больших пойменных территорий и во время которых происходит наиболее интенсивный вынос взвешенных и влекомых наносов. Ледовые заторы, очевидно, оказывают заметное воздействие на смыв загрязнений с пойменных участков, хотя процессы эти мало изучены.

Практика показала, что все мероприятия по предотвращению и уменьшению транспорта радиоактивных загрязнений водными потоками должны иметь оперативное гидрологическое сопровождение во избежание негативных последствий при недостаточном учете особенностей формирования стока воды и наносов.



## Список литературы

1. Борзилов В. А., Коноплев А. В., Ревина С. К., Бобовникова Ц. И., Лютик П. М., Швейкин Ю. В., Щербак А. В. Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской атомной станции. / Метеорология и гидрология, 1988, № 11, с. 43–53.
2. Вершинина Л. К., Крестовский О. И., Калюжный И. Л., Павлова К. К. Оценка потерь талых вод и прогнозы объема стока половодья. / Л., Гидрометеиздат, 1985, 189 с.
3. Войцехович О. В. Половодье на р. Припять в 1999 г. и анализ формирования радиоактивного загрязнения днепровской водной системы / Тр. УкрНИГМИ, 1999, Вып.247, с. 159–170.
4. Войцехович О. В. Управление качеством поверхностных вод в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. / Киев, 2001, 136 с.
5. Караушев А. В. Теория и методы расчета речных наносов. / Л. Гидрометеиздат, 1977 г. 272 с.
6. Караушев А. В., Меерович Л. Н. К вопросу моделирования распространения взвешенных веществ в водоеме. / Тр. ГГИ, 1986 г., вып. 319, с. 36–47.
7. Меерович Л. Н. Математическая модель распространения растворенных и взвешенных веществ в водоеме. / Гос. гидрологич. Ин-т, Л., 1987, 44 с. Деп. в ИЦ ВНИИГМИ МЦД 12.02. 1987, № 608-гм87.
8. Коноплев А. В., Булгаков А. А., Шкуратова И. Г. Миграция в почве и поверхностный сток некоторых радиоактивных продуктов в зоне Чернобыльской АЭС. / Метеорология и гидрология, 1990, № 6, с. 119–121.
9. Херсонский Э. С. Филиппов А. М. Зажоры и заторы льда на 60-км приустьевом участке р. Припять / Проблемы чернобыльской зоны отчуждения. № 3, К., 1995 г., с. 59–62.



## **ОБНАРУЖЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫБРОСОВ В ПРИЗЕМНОМ СЛОЕ АТМОСФЕРЫ ПРИ РАБОТЕ УВФ-2 В РЕЖИМЕ РЕАЛЬНОГО ВРЕМЕНИ**

А. А. Волокитин, О. Н. Полянская, В. Н. Яхрюшин  
*ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск*

В докладе представлены результаты анализа информационного массива данных, накопленного в период опытной и регулярной эксплуатации УВФ-2 2007–2012 гг. на метеоплощадках г. Обнинска. УВФ-2 [1] представляет из себя воздухо-фильтрующую установку нового поколения для отбора проб атмосферных аэрозолей с целью определения радиоактивного загрязнения приземного слоя атмосферы. Отбор проб атмосферных аэрозолей, содержащихся в приземном слое воздуха, производится путем фильтрации последнего через тонковолокнистый фильтроматериал ФПП-15–1,5. При использовании дополнительного сорбционного-фильтрующего материала (СФМ-И) одновременно отбирается молекулярная и аэрозольная фракции радиоактивного йода. Данная установка осуществляет измерение объемного расхода воздуха с высокой точностью и одновременного с отбором проб производит измерения в реальном времени  $\beta$ -активности и мощности дозы  $\gamma$ -излучения с помощью блоков детектирования, расположенных под накопительным фильтром. Установка таких датчиков позволяет в режиме реального времени получать сведения о поступлении техногенных радиоактивных выбросов и следить за резкими увеличениями концентраций радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферного воздуха в районе расположения УВФ.

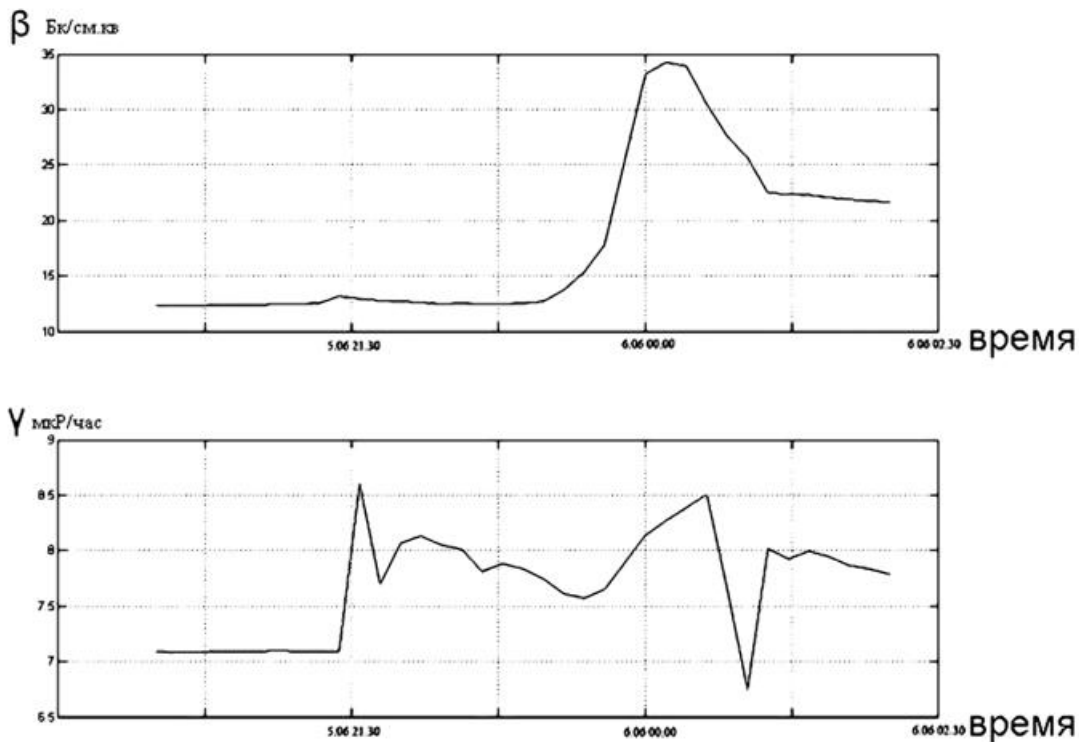
Рассмотрим наиболее интересные и значимые ситуации, которые были зарегистрированы в процессе эксплуатации УВФ-2 в г. Обнинске.

Одной из задач службы радиационного мониторинга является представление достоверной информации населению и опровержение «искаженной» информации, публикуемой и распространяемой некоторыми Интернет-изданиями и социальными сетями. Так, например, в начале июня 2009 г. в Интернет-изданиях разгорелась дискуссия, о якобы имевшей место аварии в Физико-энергетическом институте г. Обнинска [2]. Реальные измерения, проводимые в этот период на УВФ-2, показали, что действительно в ночь с 5–6 июня было незначительное повышение  $\beta$ -активно-



сти в приземном слое атмосферы, а последующие лабораторные измерения на гамма спектрометре не выявили наличия каких либо гамма-излучающих техногенных нуклидов. Ход  $\beta$ - и  $\gamma$ -активности, 5–6 июня представлен на рис. 1.

Последующий анализ месячной пробы показал незначительное превышение фонового содержания плутония-239+240. Таким образом, можно констатировать, что аварии в этот период в Физико-энергетическом институте г. Обнинска, как это, описывают Интернет-издания, не было, а был обычный, возможно, не плановый выброс благородных газов и следы плутония-239+240.

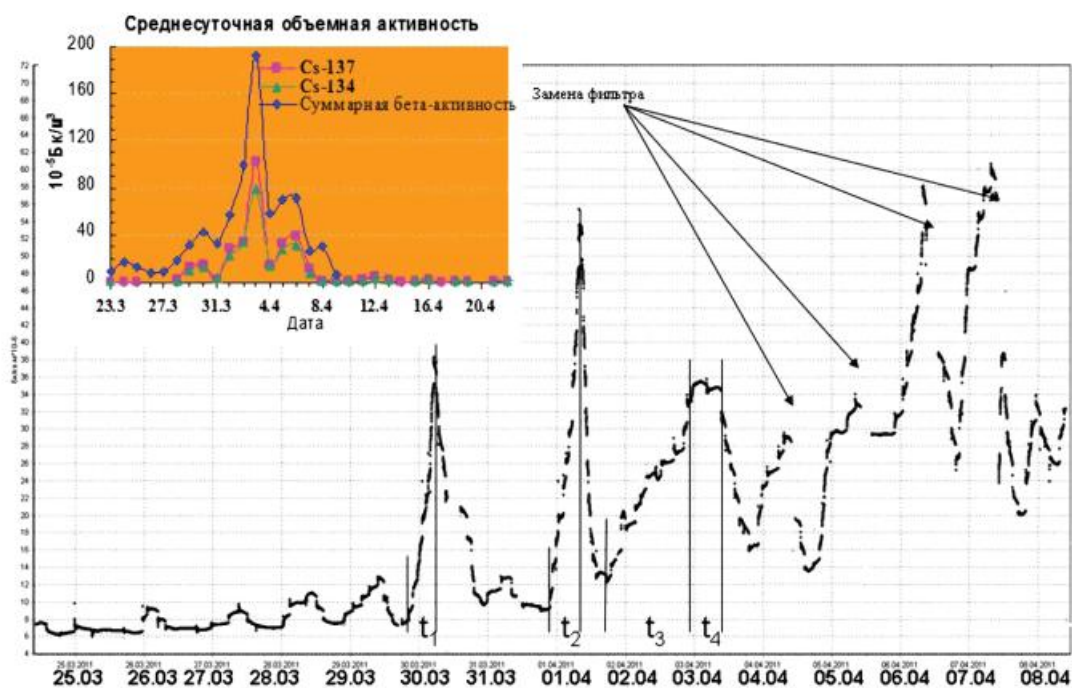


*Рисунок 1 Временной ход  $\beta$  и  $\gamma$ -активности 5.06–6.06 2009 года на фильтре УВФ.*

Второе событие, рассмотренное ниже, несомненно, представляет интерес для специалистов в области радиационного мониторинга, а также всем, кто занимается вопросами, связанными с авариями на ядерных объектах. На японской АЭС «Фукусима» 11 марта 2011 года произошла крупная радиационная авария максимального 7-го уровня по Международной шкале ядерных событий. Последствия этой аварии описаны во множестве работ специалистами многих стран [3,4,5], но ни в одной известной нам работе не показано, как, в какое время и какой продолжитель-



ности над другими странами проходили атмосферные выбросы от аварии на АЭС Фукусима. На рис. 2 приведен ход  $\beta$ -активности под фильтром УФФ в городе Обнинск в поставарийный период с 25.03.2011–08.04.2011. На приведенном графике четко видно, что техногенные нуклиды, выброшенные в результате аварии, присутствовали в атмосфере г. Обнинска строго определенные периоды времени и концентрация изотопов Cs-137, Cs-134 и др. была в 5–10 раз выше, чем приведенная среднесуточная, определяемая стандартной процедурой наблюдения. Таким образом, максимально зарегистрированное установкой значение среднесуточной объемной активности Cs-137 по стандартной процедуре составила 0.001 Бк/м<sup>3</sup>, а в период прохождения облака с учетом анализа представленного графика зарегистрированная активность предположительно составила 0.005–0.01 Бк/м<sup>3</sup>. Используя данные, представленные на рис. 2, попытаемся восстановить реальные концентрации Cs-137 для 03.04.2011 г.



*Рисунок 2. Временной ход  $\beta$ -активности под фильтром УФФ в г. Обнинск и среднесуточная объемная активность радионуклидов в поставарийный период.  $t_1$ ,  $t_2$ ,  $t_3$  – периоды роста концентраций радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферы г. Обнинска.  $t_4$  – период, когда концентрация радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферы г. Обнинска была постоянной. Вверху приведена среднесуточная объемная активность Cs-137, измеренная стандартным методом.*



Предположим, что в период прохождения атмосферного воздуха концентрация Cs-137 в приземном слое изменялась в соответствии с ходом  $\beta$ -активности приведенном на рис. 2, а не была постоянной. Среднесуточная объемная активность Cs-137 03.04.2011 составила  $0.001 \text{ Бк/м}^3$ , тогда в период  $t_4$ , когда она была постоянной и максимальна для этого дня, и происходило основное осаждение аэрозоля с радиоизотопом на фильтр УВФ, можем оценить, что объемная активность в этот период находилась в пределах  $0.045 \text{ Бк/м}^3$ . Таким образом, используя полученные графические данные, можно более точно восстанавливать картину прохождения атмосферного воздуха загрязненного и другими техногенными нуклидами над территорией.

Следующее событие, летний период 2010 г., когда в результате лесных пожаров происходило резкое увеличение концентрации аэрозоля в приземном слое атмосферы, что в свою очередь приводило к забиванию фильтра аэрозолем и падению скорости прокачки. Из приведенного рис. 3 видно, что в обычные дни наблюдаются суточные колебания скорости прокачки на УВФ. Они в, основном, обусловлены изменением влажности воздуха, а их амплитуда оценивается в  $100 \text{ м}^3/\text{час}$ , что составляет около 8% от скорости прокачки. В ситуации же с поступлением высоких концентраций аэрозоля на 6–7 сутки видно, что за 4 часа скорость прокачки упала на  $250 \text{ м}^3/\text{час}$  т.е. на 20%. В этом случае, если не произвести вовремя замену фильтра, то невозможно выполнить заданные условия отбора, а при сильном и длительном забивании фильтра электродвигатель может перегреться и выйти из строя.

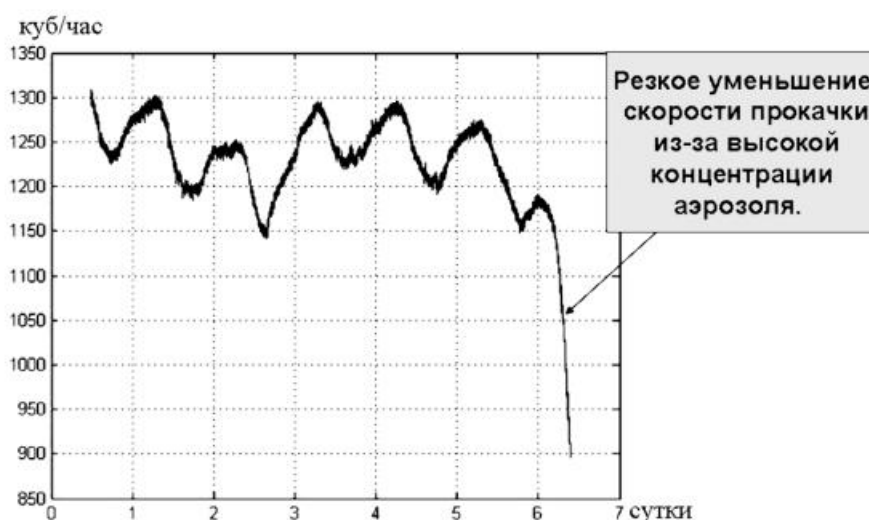


Рисунок 3. Резкое изменение скорости прокачки УВФ при увеличении концентрации аэрозоля в приземном слое.



Рассмотрим случаи регистрации высокой объемной активности йода-131 в приземном слое атмосферы г. Обнинска в феврале и марте 2016 г. На рис. 4 представлены объемные активности йода-131 в феврале и марте 2016 г. Из рисунка 4 видно, что самая высокая среднесуточная объемная активность зарегистрирована на 2–3 марта 2016 г. и составила  $0.009 \text{ Бк/м}^3$ , а максимальная среднесуточная объемная активность йода-131 в период аварии на АЭС Фукусима 03.04.2011 для г. Обнинска составил  $0.0035 \text{ Бк/м}^3$ . По ранее описанному методу оценим максимальную активность йода-131 в момент прохождения загрязненного техногенными нуклидами воздуха над УВФ. На рис. 5 показан суточный ход  $\beta$ -активности под фильтром УВФ 10 февраля и 2 марта 2016 г. в г. Обнинске. Восстановление по предложенному методу для 2 марта дало максимальную активность для йода-131— $0.36 \text{ Бк/м}^3$  и для 10 февраля —  $0.15 \text{ Бк/м}^3$ . Вторым не менее важным моментом является, что при получении таких или подобных этому графиков  $\beta$ -активности, имеющих узкий пик — можно утверждать, что через район УВФ прошло облако с техногенными нуклидами.

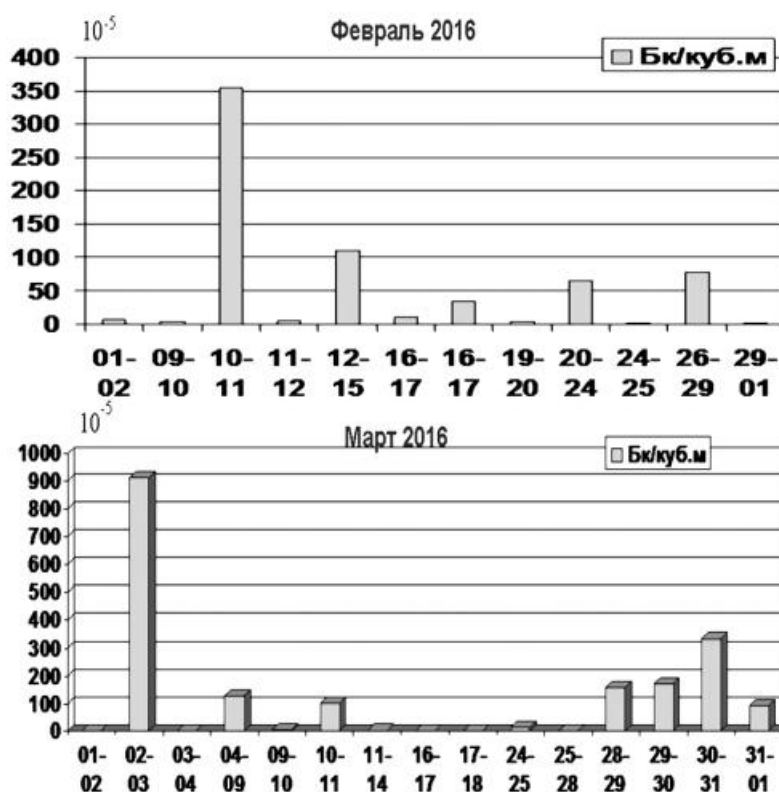
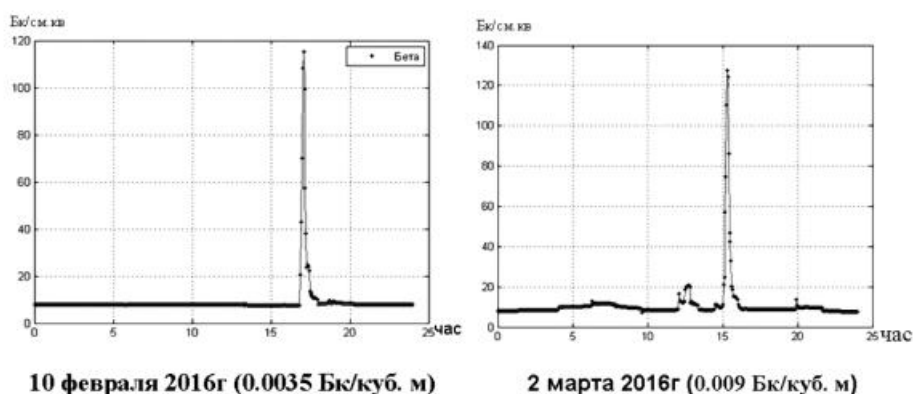


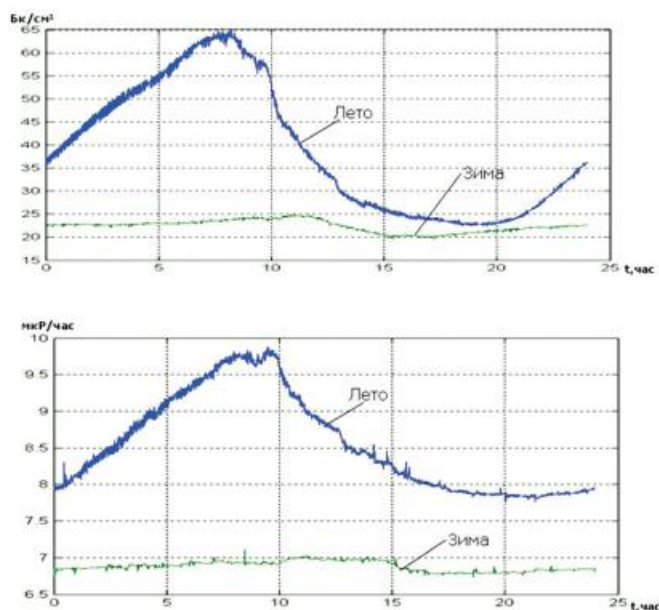
Рисунок 4. Уровни объемной активности йода-131 в приземном слое атмосферы г. Обнинска зарегистрированные в феврале, марте 2016 г.





*Рисунок 5. Ход  $\beta$ -активности под фильтром УФ при высокой объемной активности йода-131 в техногенных выбросах.*

Следующая не менее интересная задача, которую позволяет решать УФ-2 — это обнаружение радиоактивных техногенных выбросов, в которых присутствуют низкие активности нуклидов и выброс не имеет ярко выраженной пиковой формы. Для выявления таких ситуаций мы использовали следующую процедуру. По накопленным в период опытной эксплуатации данным был рассчитан осредненный суточный ход для датчиков, установленных на УФ. На рис. 6 приведен осредненный суточный ход для поверхностной  $\beta$ -активности и мощности дозы  $\gamma$ -излучения под накопительным фильтром для разных времен года (лето и зима).

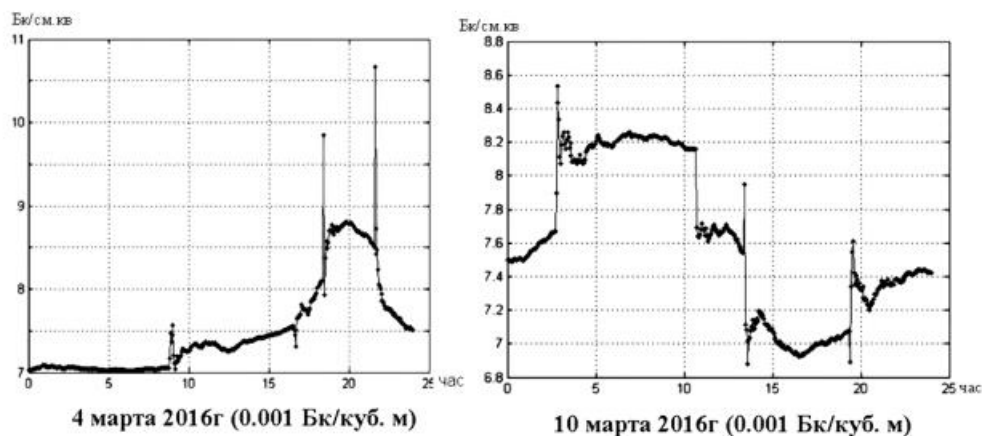


*Рисунок 6. Осредненный суточный ход для  $\beta$  и  $\gamma$ -активности под фильтром УФ, полученный по всем данным за весь период наблюдения в г. Обнинск*



Из приведенных графиков видим, что суточный ход обеих величин резко отличается для лета и зимы. Если в летнее время средняя суммарная  $\beta$ -активность в течение суток меняется в пределах от 23 до 65 Бк/см<sup>2</sup>, мощность дозы — от 7,7 до 10 мкР/ч, то зимой пределы изменения этих величин значительно меньше: от 20 до 25 Бк/см<sup>2</sup> и от 6,7 до 7 мкР/ч, соответственно. Среднеквадратичное отклонение для лета по суммарной  $\beta$ -активности составляет 30 Бк/см<sup>2</sup>, по мощности дозы — 5 мкР/ч, для зимы — 13 Бк/см<sup>2</sup> и 1,5 мкР/ч, соответственно. Таким образом, используя полученные среднесуточные характеристики и оценки дисперсии, можно определять момент времени, когда происходит поступление в приземный слой атмосферы высокой концентрации техногенных радионуклидов. Однако этот критерий требует знания усредненного суточного хода естественной радиоактивности, который может меняться в зависимости от географического положения места установки ВФУ.

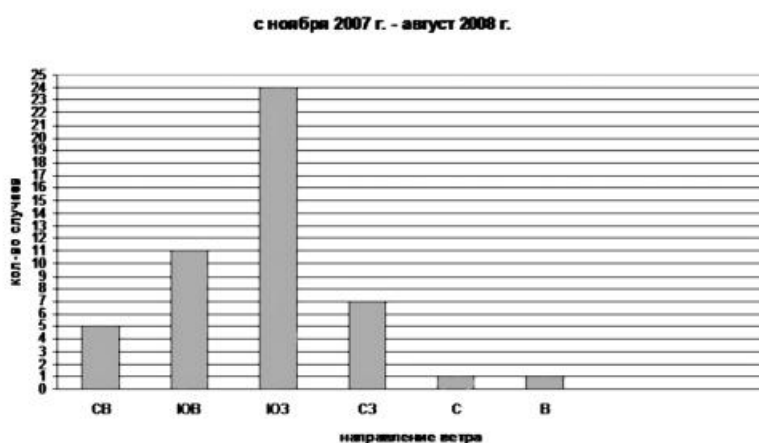
На рис. 7 приведен пример за 4 и 10 марта 2016 года, когда существенно нарушался суточный ход под фильтром УФФ для  $\beta$ -активности. Анализ снятых фильтров на гамма-спектрометре показал, что в эти дни действительно в приземном слое присутствовал радиоактивный йод-131 с среднесуточной активностью 0.001 Бк/м<sup>3</sup>. Можно констатировать, что при низких концентрациях техногенных выбросов радионуклидов и продолжительных по времени, происходит изменение регистрируемого суточного хода  $\beta$ -активности. Это тоже может являться признаком поступления техногенных нуклидов в приземный слой и дает возможность определять момент их поступления и продолжительность прохождения в районе установки УФФ.



*Рисунок 7. Пример нарушения суточного хода при регистрации техногенных выбросов йода-131 при небольших концентрациях.*



Не менее интересной задачей, с нашей точки зрения, является задача определения местоположения РОО или определение направления, с которого на установленную УВФ наиболее часто поступает атмосферный воздух, содержащий техногенные радионуклиды. Нами были проанализированы все ситуации, которые регистрировались в городе Обнинск с ноября 2007 г. по август 2008 г. Данные о направлении ветра были взяты для уровня 50 м с Обнинской высотной метеомачты. На рис. 8 приведены результаты анализа. Из приведенных данных видно, что наиболее часто ситуации, связанные с регистрацией техногенных радионуклидов, происходили при с юго-западном направлении ветра. Теперь, если сопоставить местоположение УВФ на карте и провести линию в юго-западном направлении, то эта линия попадает прямо на филиал ФХИ им. Карпова.



*Рисунок 8. Пример определения направления на РОО, характеризующийся регулярными техногенными выбросами радионуклидов.*

### **Заключение**

УВФ, оснащенные датчиками  $\beta$ - и  $\gamma$ -активности и представляющие измеряемые параметры в режиме on-line, существенно расширяют область применения УВФ. При использовании УВФ в таком комплекте можем с высокой степенью точности фиксировать момент прихода атмосферного воздуха, загрязненного техногенными радионуклидами, и определять его время прохождения. Дополнительно после определения среднесуточной объемной активности нуклида можно получить оценку его максимальной концентрации в приземном слое атмосферы. Осуществлять контроль за проницаемостью установленного фильтра,



и в случае необходимости проводить его экспресс-замену. При использовании группы (желательно мобильных) УВФ можно точно определять местоположение РОО и идентифицировать его выбросы. Следует также отметить, что в работах [6,7] приводятся некоторые результаты по оснащению УВФ  $\gamma$ -датчиком и даются теоретические выкладки по практической применимости данной модификации.

Авторы благодарны Петрову Борису Ивановичу за разработку блока автоматизации для экспериментальной УВФ, а также Ким Вере Михайловне за общее руководство и ценные советы.

### Список литературы

1. В. М. Ким, Н. С. Ким, Б. И. Петров, В. И. Птахин Воздухофильтрующая установка нового поколения для отбора проб радиоактивных аэрозолей «Тайфун-6», 2010 г. /[www.chernobyl.gov.by/en/index.php?option=com\\_content&task=view&id=31&Itemid=24](http://www.chernobyl.gov.by/en/index.php?option=com_content&task=view&id=31&Itemid=24)

2. МЧС опровергает информацию о радиационном выбросе в г. Обнинске. 2009 г. [www.mobile.old.kp40.ru/news/gorod\\_oblast/4307/](http://www.mobile.old.kp40.ru/news/gorod_oblast/4307/)

3. В. Г. Булгаков, С. М. Вакуловский, В. М. Ким, О. Н. Полянская, А. Д. Уваров Техногенные радионуклиды в приземном слое атмосферы вследствие аварии на АЭС "Фукусима". Радиационная гигиена, 2011, Т. 4, № 4, с. 26–32.

4. Сайт об аварии на Фукусима <http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/index-e.html>

5. Japanese Nuclear Emergency: EPA's Radiation Air Monitoring <http://xkcd.com/radiation/>

6. Дейнега Н. Л., Королева М. А., Нурлыбаев К. Н., Мартынюк Ю. Н. Система непрерывного контроля за радиоактивностью приземного слоя атмосферного воздуха. АНРИ, 2000, № 1, с. 35–38.

7. Дейнега Н. Л., Королева М. А., Нурлыбаев К. Н., Козлов С. И. и др. Опыт эксплуатации системы контроля за радиоактивностью приземного слоя атмосферного воздуха. АНРИ, 2000, № 1, с. 38–50.



# ОСОБЕННОСТИ МОДЕЛИРОВАНИЯ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В МОРСКОЙ СРЕДЕ ПРИ РАДИАЦИОННЫХ АВАРИЯХ

В. А. Ветров, С. В. Казаков

ФГБУ «Институт глобального климата и экологии  
Росгидромета и РАН», г. Москва

## Введение

Радиационное воздействие на живую природу при поступлении радиоактивных веществ (РВ) в окружающую среду от ядерных и радиационно-опасных объектов (ЯРОО) оценивается и прогнозируется с помощью моделирования переноса радионуклидов (РН) в геофизических средах (атмосфера, вода, суша) и в компонентах живой природы (биоте). Прогнозирование аварийного загрязнения компонентов морской среды дает возможность оценивать дозы облучения человека и гидробионтов и на этой основе разрабатывать решения по предотвращению и/или преодолению опасных последствий радиационных аварий.

Качество прогноза радиоэкологической обстановки (РЭО) в решающей степени зависит от качества определения значений параметров, применяемых в расчетных алгоритмах. Ключевыми параметрами радиологических и радиоэкологических моделей поведения РН в водной среде являются коэффициенты распределения  $K_d$  (*distribution coefficients*) в системе «раствор-взвесь» и факторы накопления  $K_a$  (*concentration factors, CF*) РН в компонентах водной экосистемы.

Существует большое количество публикаций и обзоров, в которых приводятся данные исследований по определению значений  $K_d$  и  $CF$  как для химических элементов, так и для наиболее важных РН для решения радиологических и радиоэкологических задач, т.е. для большого разнообразия сочетаний РН, растений и животных в широком диапазоне условий среды обитания. Одними из наиболее авторитетных источников данных в этой области считаются широко известные в специальной литературе технические документы МАГАТЭ [1–4].

Обзоры и составление наборов справочных данных по моделированию и исследованиям в области радиоэкологии наземных и водных биогеоценозов остаются объектом постоянного внимания международного сообщества радиоэкологов, о чем свидетельствует серия сменяющих друг друга проектов МАГАТЭ по



совершенствованию моделей миграции радионуклидов в окружающей среде:

**BIOMOVs** — **BI**Ospheric **MO**del **VA**lidation **ST**udy, 1986–1990;

**VAMP** — **VA**lidation of environmental **MO**del **PR**edictions, 1988–1994;

**BIOMASS** — **BI**Osphere **MO**delling and **AS**essment, 1996–2002;

**EMRAS** — **EN**vironmental **MO**delling for **RA**diation **SA**fety), 2003–2011;

**MODARIA** — **MO**delling and **DA**ta for **RA**diological **IM**pact **AS**sessments, 2012

За исключением начатой в 2012 г. международной программы MODARIA, вышеперечисленные проекты решали задачи моделирования переноса РН в геологических формациях (BIOMOVs), в наземных и пресноводных экосистемах. Актуальность проблемы радиологических последствий радиоактивного загрязнения морской среды резко возросла в связи с недавней крупной радиационной аварией на АЭС «Фукусима» [5].

Цель данной работы — анализ общих подходов и закономерностей, необходимых для моделирования поведения РН в морской среде, анализ и оценка значений основных радиэкологических параметров, характеризующих РЭО в морской среде, и выработка предложений и рекомендаций по структурному и параметрическому обеспечению модельных расчетов для прогнозирования РЭО, в том числе при радиационных авариях.

Под оценкой РЭО подразумевается набор характеристик загрязнения морской среды, позволяющих судить о степени опасности (риска) последствий радиационного воздействия для человека и природной среды: содержание РН в воде (в растворе и на взвешенных частицах), в ДО, в промысловых и референтных видах морских организмов (рыбы, водоросли, моллюски, ракообразные, морские млекопитающие).

## **1. Обоснование и выбор параметров накопления радионуклидов в компонентах морских экосистем при радиационных авариях**

### *1.1 Поведение и миграция радионуклидов в морской среде*

В большинстве используемых моделей морская вода представляется двухфазной системой, состоящей из жидкой фазы и твердой фазы — взвеси труднорастворимых частиц разнообразной природы и происхождения. Распределение и перераспределение РН между этими фазами контролируется процессами сорбции-десорбции на органических и неорганических взвешенных частицах, коагуляции



и диспергирования коллоидов, осаждением и т.п. При этом обычно предполагается, что основные физико-химические свойства РН подобны свойствам их стабильных элементов, а влиянием ионизирующего излучения на их поведение в воде можно пренебречь.

Процессы, определяющие миграцию РН в морской среде, увязаны с биомассой морских организмов животного и растительного происхождения, их жизнедеятельностью, трофическими связями, составом и миграцией. Например, рассматривается гипотеза, что основным механизмом выведения РН из продукционного слоя морской воды может быть осаждение тяжелых фекальных шариков зоопланктона, биомасса которого в морских водах весьма велика [6].

Естественным образом всю морскую среду можно подразделить на два крупных участка: прибрежная (шельфовая) зона и океаническая область (рис. 1).

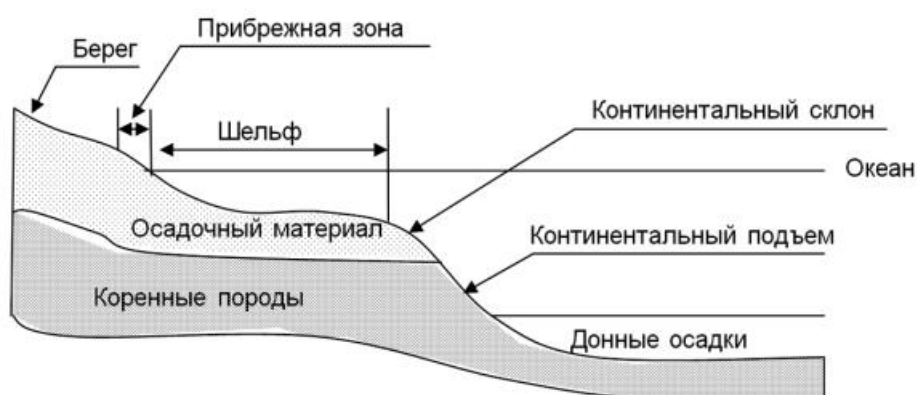


Рисунок 1. Типовая гидрогеоморфологическая структура морской среды

Рассматривая поведение РН в морской среде для целей моделирования воздействия ЯРОО, целесообразно выделить в шельфовой зоне дополнительно еще несколько участков, в которых поведение РН имеет свои характерные особенности: прибрежную (береговую) зону, в которой наблюдаются интенсивные приливно-отливные и волноприбойные процессы (рис. 1); собственно шельф — до глубины продукционного слоя и слоя активного перемешивания (глубина 100–400 м); эстуарии, с их уникальными гидрофизическими и биологическими признаками, включая зону солоноватых вод (соленость 5–8%), где проявляется «эффект Ремане» (закон минимума видов) [7, 8].

В океанических областях структурно выделяется верхняя (до 200–250 м глубины) зона, характеризующаяся несколькими



специфическими признаками: сравнительная однородность почти всех параметров (в первую очередь — за счет турбулентного перемешивания водных масс), наличие скачка температуры на границе с нижележащим слоем (термоклин), поглощение практически всех частот солнечного излучения и, как следствие этих причин — высокая биологическая продуктивность и интенсивное поглощение минеральных и органических веществ в этом слое воды. Попадающие и продуцируемые в этом слое минеральные и органические вещества выводятся (в основном, под воздействием сил гравитации) в нижележащие слои воды, а затем депонируются в океанических ДО. Отмирающая органика подвергается многократной трансформации, окончательно разлагается на минеральные компоненты в ДО под воздействием бентосных видов простейших организмов, обитающих на дне. Обратный поток веществ, в том числе и радиоактивных, из ДО в воду верхнего продукционного слоя крайне мал. Следует отметить, что геохимическая роль ДО двойственна — они могут как накапливать и депонировать РН, так и отдавать (десорбировать) РН в воду [9].

В воде океанических областей концентрация ВВ и биологического материала значительно ниже, чем в других районах морской среды. Подавляющая масса морских вод характеризуется концентрациями взвеси в пределах 1–30 мкг/л, в среднем около 10 мкг/л, что почти в 50 000 раз ниже, чем в речном стоке [8]. В открытых водах океана в распределении взвешенных частиц по размерам выделяется два максимума: один — в пределах фракций 0,5–1,0 мкм, второй — 25–50 мкм; генезис этих максимумов: первый — «терригенный», второй — «биогенный» [9]. Наличие тонкодисперсного материала во взвесах делает ее мощным адсорбентом растворенных веществ. Причем, растворенные формы химических элементов существенно преобладают над взвешенными (табл. 1) [8].

Таблица 1

**Соотношение взвешенных и растворенных форм химических элементов в океанических водах [8]**

ВВ/РФ+ВВ	Элемент
<0,1	Na, K, Mg, Si, P, Li, Rb, Cs, Sr, Ba, Sb, U, V, Y
0,1–1,0	Cd, Ga, Cu, Ni, Mo, Zr, легкие РЗЭ
1,0–10,0	Co, Zn, Ag, Mn, Ti, Sc, тяжелые РЗЭ
>10,0	Fe, Al, Pb



## 1.2 Параметры накопления радионуклидов в компонентах морских экосистем

Коэффициенты распределения  $K_d$ , определяемые для каждого РН (предполагается, что они равны значениям  $K_d$  соответствующих химических элементов), характеризуют распределение его содержания между взвешенным веществом (ВВ) и содержанием в растворенной форме (РФ) в единице объема воды. В морской среде  $K_d$  контролируют также осаждение РН из продукционного слоя в нижние слои воды и в донные осадки (ДО). Факторы накопления  $CF$  характеризует поступление РН из среды их обитания в водные организмы; он равен отношению содержания РН в живом организме (органах, тканях) к его содержанию в морской среде (воде, ДО).

Частицы ВВ в морской воде имеют дисперсный состав в пределах 0,01–1,00 мкм, при этом основная часть взвесей представляет собой тончайший терригенный материал — пелитовые глины и илы. Удельная поверхность взвесей и коллоидов в морской воде исключительно велика: при среднем содержании взвеси в океане  $\sim 1 \text{ г/м}^3$  ее удельная поверхность составляет 10–40  $\text{м}^2/\text{г}$ . На границе раздела взвесь-раствор непрерывно происходят обменные процессы сорбционно-десорбционного характера, накопления молекул, ионов и атомов, изоморфного их замещения, другие сложные физико-химические процессы [10].

Динамику концентрации примеси (удельной активности радионуклида) в воде в растворенном виде —  $C_p(t)$ , при наличии в воде взвешенной твердой фракции, в линейном приближении можно записать в виде:

$$dC_p(t)/dt = -\alpha C_p(t) + \beta C_t(t) \quad (1)$$

где:  $C_t(t)$  — концентрация примеси на ВВ,  $\alpha, \beta$  — некоторые коэффициенты пропорциональности.

В условиях адсорбционно-десорбционного равновесия, когда  $dC_p(t)/dt = 0$ , из (1) получаем:

$$C_t/C_p = \alpha/\beta = k \quad (2)$$

Формула (2) называемая изотермой Генри, отражает тот факт, что значение  $k$  зависит от температуры, как меры подвижности молекул примеси и среды, определяющих процесс сорбции-десорбции примеси на твердых фракциях. Коэффициент  $k$  в формуле (2), в моделях поведения РВ в системе «вода-взвесь» принято назы-



вать коэффициентом распределения (distribution coefficient) и обозначать как  $K_d$ , соотнося его конкретные значения с конкретным радионуклидом или соответствующим химическим элементом.

Доля (в отн. ед), приходящаяся на РФ ( $\delta_p$ ) и ВВ ( $\delta_T$ ) в объеме воды, определяются по формулам:

$$\delta_p = \frac{1}{1 + S \cdot K_d} \quad (3)$$

$$\delta_T = \frac{S \cdot K_d}{1 + S \cdot K_d} \quad (4)$$

Из выражений (3), (4) следует важный вывод о том, что распределение РН в воде между растворенной и взвешенной фракциями зависит не только от  $K_d$ , но и от характеристики мутности воды —  $S$ . Поэтому целесообразно вести мониторинг мутности наряду с измерениями значений  $K_d$ . При моделировании процессов радиоактивного загрязнения водной среды перераспределение РН между растворенной и твердой фазами, достаточно хорошо описывается изотермой Генри (формула 2).

Величина  $K_d$  зависит от температуры водной среды, от химического состава растворенных солей РН и растворов других солей в морской воде, от физико-химических свойств взвесей и их гранулометрического состава и т.п. факторов. Особенности сорбции РВ на взвесьях в морской среде проявляются в том, что  $K_d$  в ней существенно меньше, чем в пресных водах. Этот хорошо известный факт объясняется присутствием в морской воде в значительных количествах солей химических элементов, конкурирующих с химическими элементами соответствующих РН. Из рассмотрения общих закономерностей поведения  $K_d$  для конкретного РН можно показать, что зависимость  $K_d$  от концентрации в воде «конкурента» будет иметь вид экспоненциально убывающей функции, что позволяет, дополнительно используя методы физико-химического моделирования, определить явный вид функциональной зависимости  $K_d$  от содержания [11].

Параметр  $K_d$ , учитывающий процессы перераспределения РВ между растворенной и взвешенной фракциями, является одним из ключевых параметров практически всех используемых моделей миграции и накопления РН в водной среде, как в морской, так и в пресноводной. Он определяет содержание РН в растворенной и твердой фазе (а, следовательно, процессы накопления РН в компонентах водной биоты) и процессы выведения РН из воды в ДО («самоочищение»).



Параметр  $K_d$  может быть измерен как непосредственно для водной среды путем определения содержания РН во взвеси и растворе, так и через измерение содержания РН в верхнем слое ДО, что и делается в основных обзорах по миграции РН в природной среде [1–4]. Составители этих документов молчаливо предполагают, что термин «*sediment*» (осадок) в равной степени относится к ВВ в воде и к ДО. В действительности, по самому смыслу и определению коэффициента распределения  $K_d$ , его величина и значение соответствуют именно содержанию РН на взвешенных частицах, а это далеко не то, что в конечном итоге формирует ДО. Тем не менее, при отсутствии иных данных, приходится во многих практических задачах по оценке РЭО в морской среде пользоваться значениями  $K_d$ , полученными на основе анализа ДО.

Значения и диапазоны вариации значений  $K_d$  именно для ВВ по данным работ [12–14] показаны в табл. 2.

Таблица 2

**Сводка значений  $K_d$  (кг/кг) для ВВ [12–14]**

Элемент (РН)	[12] <sup>a)</sup>		[13] <sup>b)</sup>	[14] <sup>b, c)</sup>	Диапазон значений по всем данным <sup>d)</sup>
	Карское море	Моря умеренного пояса			
Co	$1 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$			$1 \cdot 10^3 - 1 \cdot 10^6$
Sr	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$			$4 \cdot 10^0 - 5 \cdot 10^3$
Ru	$3 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^2$		$(1,1-1,9) \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^2 - 5,3 \cdot 10^5$
Sb	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$			$2 \cdot 10^2 - 2 \cdot 10^4$
I	$4 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^1$			$5 \cdot 10^0 - 1 \cdot 10^2$
Cs	$1 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^3$	$6 \cdot 10^1 - 2,2 \cdot 10^2$	$9 \cdot 10^2 - 1,1 \cdot 10^4$	$6 \cdot 10^1 - 7,2 \cdot 10^4$
Ce	$9 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$		$(2,0-4,3) \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4 - 1 \cdot 10^7$
Pu	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^1 - 3,6 \cdot 10^2$	$(0,8-1,3) \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^4 - 1,1 \cdot 10^7$
Am	$1 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$		$(5-8) \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4 - 2 \cdot 10^7$

*Примечание: a) средние значения; b) диапазон вариации средних значений; c) объединены данные по отдельным радиоизотопам в данные для их общего химического элемента; d) интервал min-max значений  $K_d$  по всему объему фактических данных.*

Как видно из табл. 2, даже в сходных условиях вариабельность значений  $K_d$  составляет не менее 1–2 порядка. Диапазон изменения значений  $K_d$  при объединении результатов, полученных различными группами исследователей, может достигать 3 порядков. Столь высокая вариабельность значений  $K_d$  объясняется не



только различиями в условиях морской среды, но и различиями в методах пробоотбора и подготовки препаратов для анализа содержания химических элементов и РН в РФ и на ВВ.

Существует несколько вариантов количественного определения поступления радионуклидов в гидробионты [15]. Например, накопление в организмах, связанных с бентосом, определяется величиной фактора накопления относительно ДО (*biota sediment accumulation factor*, BSAF или  $K_{ased}$ ), который равен отношению концентрации радионуклида в организме  $C_b$  к концентрации в осадке  $C_{sed}$  (в сырой массе):

$$K_{ased} \cdot (BSAF) = \frac{C_b}{C_{sed}} \quad (5)$$

Общий коэффициент накопления РН в живых организмах (*bioaccumulation factor*, BAF или  $K_{a0}$ ) определяется как отношение концентрации в водном организме  $C_b$  (сыр. масса), накопленной за счет всех источников и путей поступления РН в биомассу организма (вода, донные осадки, любые источники питания), к концентрации в воде  $C_w$ :

$$K_{a0} \cdot (BAF) = \frac{C_b}{C_w} \quad (6)$$

Большинство коэффициентов накопления загрязнения в биологических объектах (*transfer factors*. TF), которые можно найти в литературе, не имеют указания на источники поступления в организм загрязняющего вещества (ЗВ), и, по сути, представляют собой общий коэффициент накопления  $K_{a0}$  (BAF), называемый в зарубежной современной справочной литературе либо просто отношением концентраций (*concentration ratio*, CR) либо фактором накопления (*concentration factor*, CF) [2–4, 6, 15]).

Обычно общие коэффициенты накопления  $K_{a0}$  (BAF)  $\equiv$  CR  $\equiv$  CF в литературе представлены данными как для собственно РН, так и для соответствующих стабильных элементов, и рассчитываются на основе содержания элемента или его радиоизотопа (РН) в сырой ткани организма. При этом свойства РН (элемента), влияющие на механизмы радиоактивного загрязнения биомассы рассматриваемого гидробионта, никак не учитываются.

### 1.3 Радиационные аварии на море

Согласно имеющимся обзорам с авариями на ЯРОО [16–22], их можно ранжировать по степени потенциальной радиологической опасности и влиянию на РЭО по двум критериям — вероятность



аварии и количество (активность) поступающих в морскую среду РН. В итоге, можно предложить классификацию по степени приоритетности ЯРОО и сформировать достаточно замкнутый перечень техногенных РН, представляющих наибольшую опасность в радиологическом и радиоэкологическом аспектах (табл. 3). По этой причине, также с учетом дозообразующих характеристик РН (период полураспада, факторы конверсии при внешнем и внутреннем облучении), они должны быть включены в перечень приоритетных РН при дальнейшем анализе и выборе параметров распределения и накопления РН в морской среде (табл. 4).

Таблица 3

**Техногенные РН, представляющие наибольшую радиологическую опасность при типичных радиационных авариях на море [16–22]**

Степень приоритетности	Аварийный объект	Радионуклиды
1	Береговые АЭС	Продукты деления и частицы ядерного топлива. Дозообразующие: $^{131}\text{I}$ и иные продукты деления (на ранней и средней стадии аварии); $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , изотопы Pu (в долгосрочной перспективе).
2	Атомные подводные лодки (АПЛ)	Продукты деления и нейтронной активации: $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{54}\text{Mn}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{55}\text{Fe}$ , $^{63}\text{Ni}$ , $^{51}\text{Cr}$ , $^{65}\text{Zn}$ , Pu
3	Морские и воздушные суда с ядерным оружием на борту	Плутоний, ядерные материалы
4	Космические аппараты, спутники и глубоководные акустические маяки с атомными источниками энергии	$^{238}\text{Pu}$ , $^{90}\text{Sr}$ , продукты деления и частицы ядерного топлива (в основном, $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ ).
5	Радиоизотопные термоэлектрические генераторы (РТЭГ'и)	$^{90}\text{Sr}$
6	Морские перевозки ядерных материалов	ОЯТ, ПАО, $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$
7	Гражданские суда с ЯЭУ	Продукты деления и нейтронной активации: $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{54}\text{Mn}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{55}\text{Fe}$ , $^{63}\text{Ni}$ , $^{51}\text{Cr}$ , $^{65}\text{Zn}$ , Pu
8	Закрытые радиационные источники	$^{55}\text{Fe}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{109}\text{Cd}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{192}\text{Ir}$ , $^{226}\text{Ra}$ , $^{241}\text{Am}$ , $^{252}\text{Cf}$



**Перечень приоритетных химических элементов и РН  
в моделях загрязнения морской среды при радиационных  
авариях на море**

Происхождение	Элемент	Радиоизотопы, представляющие радиозэкологическую опасность	$T_{1/2}$
Продукты деления ядерного топлива	Cs	$^{137}\text{Cs}$	30,17 год.
		$^{134}\text{Cs}^a)$	2,06 год.
	Sr	$^{90}\text{Sr}$	28,79 год.
	Zr	$^{95}\text{Zr}$	64,03 сут.
	Nb	$^{95}\text{Nd}$	34,99 сут.
	Ru	$^{106}\text{Ru}$ ,	373,59 сут.
		$^{103}\text{Ru}$	39,26 сут.
	Ce	$^{144}\text{Ce}$	284,89 сут.
$^{141}\text{Ce}$		32,50 сут.	
I	$^{131}\text{I}$	8,02 сут.	
Продукты активации	Co	$^{60}\text{Co}$	5,27 год.
	Fe	$^{59}\text{Fe}$	44,49 сут.
		$^{55}\text{Fe}$	2,73 год.
	Cr	$^{51}\text{Cr}$	27,8 сут.
	Mn	$^{54}\text{Mn}$	312,11 сут.
	Ni	$^{63}\text{Ni}$	100,1 год.
Zn	$^{65}\text{Zn}$	243,86 сут.	
Трансурановые элементы	Pu	$^{239}\text{Pu}$	$2,41 \cdot 10^4$ год.
		$^{240}\text{Pu}$	6564 год.
	Am	$^{241}\text{Am}$	432,6 год.
Долгоживущие изотопы для использования в закрытых источниках	Cd	$^{109}\text{Cd}$	461,4 сут.
	Ir	$^{192}\text{Ir}$	74 сут.
	Ra	$^{226}\text{Ra}$	1600 год.
	Cf	$^{252}\text{Cf}$	2,645 год.

*Примечание: продукт активации продукта деления —  $^{133}\text{Cs}$*

В общем случае радиационные характеристики источника (активность выброшенных РН, source term) определяются только конкретными условиями каждой аварии — носитель РВ (аварийный объект — судно, спутник и т.п.), степень и характер повреждения защитной оболочки, контайнмента и т.п. Например,



тяжелая авария с АПЛ может повлечь радиоактивное загрязнение морской среды как продуктами деления, так и наведенными РН, содержащимися в теплоносителе и элементах конструкции транспортного реактора.

#### *1.4 Модели миграции радионуклидов в морской среде*

*Модели, используемые для описания процессов поведения РН в водных экосистемах, в том числе и в морской среде, имеют выраженную блочную структуру: источник РН (модель или фактические данные) → модель распространения РН в водном объекте → оценка содержания РН в компонентах водной экосистемы.*

Развитая модель, адекватно и корректно описывающая процессы распространения, миграции и накопления РН в компонентах водной экосистемы — это достаточно сложная математическая модель, которая должна в необходимой степени приближения к натуре описывать сложные физические, физико-химические, биологические, экологические процессы, происходящие в экосистеме. Такие модели в аварийных ситуациях могут решать задачи динамического прогноза с непрерывной интерактивной коррекцией параметров по данным текущих наблюдений за поведением РН в водном объекте. Надежность таких моделей зависит от наличия большого объема натуральных данных для объекта моделирования. В качестве примеров сложных моделей поведения РН в водных объектах можно привести модели, описанные в работах [23–26].

«Простые» модели представляют, по сути, редуцированные «сложные» модели, используемые в реальных условиях ограниченной информации о параметрах рассматриваемой водной системы. Они имеют достаточно определенно очерченные границы применимости, обычно ясные из самой модели, с учетом сделанных процедур редукций и приближений. Для применения таких моделей требуется сравнительно ограниченный набор доступных данных о водном объекте. «Простые» модели нашли достаточно широкое применение в задачах прогнозирования и нормирования радиационного воздействия на водные экосистемы [27–30] и рекомендованы авторитетными международными организациями (МАГАТЭ, НКДАР) к применению в задачах оценки радиационного воздействия на водные экосистемы [15, 31].

На практике, все действующие на сегодняшний день модели представляют собой некий разумный компромисс между «сложными» и «простыми» моделями, исходя из целей и задач моделирования.



В блоке расчета содержания РН в компонентах водной системы определяются удельные активности РН в её абиотических (водная фаза, ВВ, ДО) и биотических компонентах как функции пространственных координат и времени. Рассматриваются представители растительных и животных сообществ, играющие роль концентраторов РН (моллюски, зоопланктон), а также доминантные виды пищевой цепочки от фитопланктона до человека: рыбы, макроводоросли, ракообразные и т.п.

В «сложных» моделях, для определения пространственных и динамических характеристик накопления РН в тканях и органах гидробионтов, используются гидродинамические, физико-химические, биохимические и экологические закономерности поведения РН в водной экосистеме. Эти модели важны с теоретической точки зрения. При этом трудности параметрической валидации делают такие модели или реально не работающими, или их результаты малопригодными для практического применения из-за больших неопределенностей возникающих по причине использования необоснованных значений параметров («по умолчанию», *default values*) или малоубедительных допущений за недостатком необходимых имеющихся знаний об объекте моделирования.

Расчет концентраций РН в гидробионтах в «простых» моделях обычно производится с использованием некоторых натуральных («феноменологических») значений коэффициентов накопления CF (см. выше, п. 1.2).

## **2. Обоснование и выбор референтных значений параметров накопления радионуклидов в компонентах морских экосистем при радиационных авариях**

### *2.1 Референтные значения коэффициента распределения $K_d$*

Наиболее полным обзором значений  $K_d$  для большинства практически значимых химических элементов и РН, присутствующих в морской среде, следует признать технический доклад МАГАТЭ [2]. Особенность приведенных в этом обзоре данных состоит в том, что результаты прямых определений содержания элементов в ДО трансформированы в соответствующие коэффициенты распределения  $K_d$ . Это возможно лишь при допущении равновесия между РФ и ВВ, когда процессы обмена между частицами взвеси и водой полностью обратимы. Понятно, что это допущение — довольно грубое упрощение реальных процессов,



происходящих при аварийном поступлении РН в морскую среду, но оно оправдано для ряда задач моделирования в условиях недостатка информации о реальном распределении между РФ и ВВ.

Отметим, что данные по значениям  $K_d$  из доклада МАГАТЭ [2] рекомендованы НКДАР для применения в моделях оценки и прогноза радиологических и радиоэкологических воздействий ЯРОО на морские экосистемы [31].

В докладе МАГАТЭ [2] значения  $K_d$  для открытого океана определены на основе анализа геологической структуры ДО и геохимических процессов, определяющих накопление и перераспределения химических элементов между ДО и прилегающим глубоководным слоем воды. За основу берется содержание (концентрация) РФ химических элементов в глубоководном пелагическом слое и концентрации химических элементов в ДО (пелагические глины, карбонатные отложения, сланцы). Для некоторых элементов искусственного происхождения, таких как технеций и трансурановые элементы рекомендуемые значения  $K_d$  были определены по опубликованным данным натуральных измерений. Для ряда элементов, для которых не применима описанная процедура расчета по гидрохимическим показателям и отсутствуют данные прямых наблюдений, в качестве рекомендуемых значений  $K_d$  выбраны значения соседних элементов по Периодической таблице Менделеева. Для таких элементов как водород, инертные газы (Kr, Xe), основные элементы из состава морской воды (Na, Cl, S) рекомендуемое значение  $K_d$  принято равным 1 (по умолчанию, *default value*).

Следует отметить, что в документе [2] рекомендуемые значения  $K_d$  не включают диапазон минимальных и максимальных значений, как это было в предыдущем техническом докладе [1]. При использовании  $K_d$  в моделях требуется оценка надежности результатов, поэтому для имеющихся значений  $K_d$  для консервативных оценок параметров РЭО в рассматриваемой области океана устанавливаются доверительные пределы рекомендуемых значений.

Значения  $K_d$  для океанических побережий в докладе [2] рассчитываются как отношение концентраций элементов в ДО прибрежных зон (*ocean margin*) к их концентрациям в морских водах этих зон. Рекомендуемые значения  $K_d$  оцениваются с учетом того, что элементный состав ДО прибрежных зон варьирует от практически нулевого содержания пелитовых илов (глин) до 100% их присутствия в осадках. Процедура оценки предполагает, что для



всех элементов (кроме углерода) примерно 20% от содержания элементов в пелитовых прибрежных отложениях приходится на их обменные фазы. Для углерода предполагалось, что весь углерод пелитовых отложений доступен для обмена с РФ.

Высокий уровень органического углерода в эстуарных зонах может привести к снижению значений  $K_d$  для свинца и плутония, а также к сезонному образованию достаточно крупнодисперсных органических матриц, связывающих железо и марганец. Кроме того, в эстуарных зонах могут присутствовать, в случае аварии, так называемые «горячие частицы»: небольшие конгломераты топливной матрицы или высоко конденсированные (спекшиеся, остеклованные) продукты деления с фракционированным составом РН. Например, значение  $K_d$  для  $^{137}\text{Cs}$  определенное в водных объектах загрязненных после аварии на АЭС «Фукусима», на порядок и более превышало значение, наблюдаемое после аварии на ЧАЭС, что объясняется присутствием  $^{137}\text{Cs}$  в составе остеклованных частиц, происхождение которых связано с особенностями возникновения и протекания аварии на АЭС «Фукусима» [32].

Заметим, что параметр  $K_d$  может играть заметную роль в модельных расчетах лишь в тех случаях, когда его значение достаточно велико, чтобы повлиять на содержание РН в воде (от которого, в итоге, зависит поступление РН в живые организмы). Более того, в ряде случаев может быть оправдано допущение о полном отсутствии сорбции РН на ВВ, т.е. отсутствии  $K_d$  в структуре модели. Например, в модели Vives i Batlle J. [33] рассмотрен сценарий динамического моделирования загрязнения морской среды от аварии на АЭС «Фукусима» для расчетов краткосрочных эффектов радиоактивного загрязнения морской среды (до 60 дней) при отсутствии осаждения в ДО.

Достаточно обоснованным нижним порогом для оценки значимой для задач моделирования величины  $K_d$  можно принять значение доли активности РН в РФ, равное  $\delta_p = 0,9$  (90% общей активности РН в водной среде). Используя формулу (3), получим выражение для нижнего порога рассматриваемых значений  $K_d = K_d^{0,9}$ :

$$K_d^{0,9} = S^{-1} \left( \frac{1}{\delta_p} - 1 \right) = \frac{0,11}{S} \quad (7)$$

Легко видеть, что при верхнем уровне содержания ВВ в открытом океане  $S = 10$  мг/л ( $10^{-5}$  кг/л), в модельные расчеты радиологических эффектов не имеет смысла включать РН, для ко-



торых  $K_d < K_d^{0,9} = 1,1 \cdot 10^4$  (кг/кг). При выборе порога  $K_d^{0,9}$  ошибка в определении уровня накопления РН в гидробионте (CF) не превысит 10%, что находится в пределах доверительного интервала любой оценки CF (обычно не лучше порядка величины).

Понятно, что данное условие является условием консервативности и приводит к максимальной оценке уровня накопления РН в биологических компонентах морской экосистемы.

Вышеприведенные соображения дают основание для предложения к рассмотрению следующего алгоритма построения (определения и выбора) референтных значений  $K_d$  из диапазона рекомендуемых значений  $K_d^{\text{Рек}}$  в докладе [2]:  $K_d^{\text{min}} = 0,1 K_d^{\text{Рек}}$ ,  $K_d^{\text{max}} = 10 K_d^{\text{Рек}}$ . Далее: необходимо рассчитать значение нижнего предела  $K_d^{0,9}$  для параметра  $S$ , принятого в рассматриваемой области морской среды (открытый океан, прибрежные воды). Референтные значения  $K_d^{\text{реф}}$  выбираются по следующему алгоритму, который обеспечивает консервативную оценку  $K_d^{\text{реф}}$

- а) если  $K_d^{0,9} \leq K_d^{\text{min}}$ , то  $K_d^{\text{реф}} = K_d^{\text{min}}$
- б) если  $K_d^{\text{min}} < K_d^{0,9} < K_d^{\text{Рек}}$ , то  $K_d^{\text{реф}} = K_d^{0,9}$
- в) если  $K_d^{\text{Рек}} < K_d^{0,9} < K_d^{\text{max}}$ , то  $K_d^{\text{реф}} = K_d^{\text{Рек}}$
- г) если  $K_d^{0,9} \geq K_d^{\text{max}}$ , то  $K_d^{\text{реф}} = K_d^{\text{Рек}}$

В табл. 5 представлены данные о рекомендованных значениях  $K_d$  ( $K_d^{\text{Рек}}$  из [2] и референтных значениях  $K_d$  ( $K_d^{\text{реф}}$ ) для океанических и прибрежных областей морской среды при различных значениях мутности  $S$ .

Отметим, что использованный алгоритм выбора референтных значений  $K_d$  обеспечивает не только максимизацию прогнозируемого содержания РН в гидробионтах, но и консервативную (минимальную) оценку скорости выведения РН из морской воды в ДО.

## 2.2 Референтные значения фактора накопления CF в морской биоте

Как и для значений  $K_d$ , наиболее полный и представительный обзор значений факторов накопления CF (*concentration factor*) химических элементов (и соответствующих РН) в морской биоте содержится в докладе МАГАТЭ TRS-472 [2]. CF определяется как отношение концентрации в водном организме, накопленной за счет всех путей трофической сети (вода, донные осадки, любые источники питания), к концентрации в воде.

Как и для значений  $K_d$ , наиболее полный и представительный обзор значений факторов накопления CF (*concentration factor*)



химических элементов (и соответствующих РН) в морской биоте содержится в докладе МАГАТЭ TRS-472 [2]. CF определяется как отношение концентрации в водном организме, накопленной за счет всех путей трофической сети (вода, донные осадки, любые источники питания), к концентрации в воде.

Таблица 5

**Рекомендованные и референтные значения  $K_d$  для открытого океана и прибрежных морских вод**

Элемент	Открытый океан			Прибрежные воды		
	$K_d^{Рек}$	$K_d^{реф}(1)$ $S = 1 \text{ мг/л},$ $K_d^{0,9} = 1,1 \cdot 10^5$	$K_d^{реф}(10)$ $S = 10 \text{ мг/л},$ $K_d^{0,9} = 1,1 \cdot 10^4$	$K_d^{Рек}$	$K_d^{реф}(10)$ $S = 10 \text{ мг/л},$ $K_d^{0,9} = 1,1 \cdot 10^4$	$K_d^{реф}(100)^a)$ $S = 100 \text{ мг/л},$ $K_d^{0,9} = 1,1 \cdot 10^3$
Cr	$4 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^3$
Fe	$2 \cdot 10^8$	$2 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^8$	$3 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^7$
Co	$5 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^6$	$5 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$
Sr	$2 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^0$	$8 \cdot 10^0$	$8 \cdot 10^0$
Zr	$7 \cdot 10^6$	$7 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$
Nb	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$	$8 \cdot 10^5$	$8 \cdot 10^4$	$8 \cdot 10^4$
Ru	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^3$
I	$2 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^2$	$7 \cdot 10^1$	$7 \cdot 10^1$	$7 \cdot 10^1$
Cs	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$
Ra	$4 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$
Pu	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$
Am	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$

В этом определении делается принципиальное упрощение, состоящее в том, что в нем нет указания на источники поступления РН в живой организм. Параметр CF представляет собой наиболее обобщенный феноменологический параметр накопления РН в гидробионтах и играет ключевую роль во многих современных моделях по оценке РЭО.

Для организмов, обитающих на континентальном шельфе (глубина до 200 м) для расчета CF использовались средние значения концентраций элементов в водах Атлантического и Тихого океанов. При этом в расчетах CF в [2] принимались данные полного содержания металла в воде. В [2] указывается на эту особенность принятого определения фактора накопления:



CF (безразмерный) = конц. на ед. сырой массы биол. ткани (кг/кг или Бк/кг) / конц. на ед. массы воды (кг/кг или Бк/кг).

В этом определении под «концентрацией на ед. массы воды» понимается общее содержание элемента (РН) в воде, т.е. сумма содержания в РФ и во взвеси (ВВ).

Предпочтения при выборе организмов (видов) для характеристик накопления РН в морской биоте отдавались обитателям экосистем умеренного пояса. Лишь недавно появились данные о накоплении металлов в морской биоте полярных зон, которые позволили сравнить значения CF с данными для умеренного пояса. Предварительный анализ показал отсутствие в большинстве случаев заметных различий между накоплением в полярных и умеренных областях. В то же время отмечается удручающее отсутствие данных о накоплении металлов и РН в морской биоте тропического пояса. Приходится с осторожными оговорками экстраполировать данные для умеренного пояса на организмы тропических экосистем с учетом того, что скорости процессов метаболизма у организмов тропического и умеренного поясов (по определению, сильно влияющие на CF) заметно различаются. Ко всем перечисленным малоизученным факторам следует прибавить почти полное отсутствие исследований о сезонной изменчивости CF, которая должна иметь место в умеренных и полярных зонах.

Еще один важный фактор, влияющий на величину CF — динамический характер накопления, т.е. зависимость CF для конкретного организма от времени за счет действия таких переменных во времени параметров, как размер тела, скорость роста, температура, освещенность (для водорослей), соленость и т.п. К этому стоит добавить переменный характер содержания элемента (РН) в морской воде, особенно в прибрежных водах и эстуариях.

Отсюда следует, что вариабельность имеющихся в литературе, используемых в докладе [2] значений CF для какого-либо пары «элемент (РН)-гидробионт», может отражать реальную изменчивость условий морской среды даже в пределах одной области океана. При рассмотрении и анализе представленных в докладе [2] значений CF важно понимать и учитывать, что они основаны на допущении об условиях равновесия между организмом и его средой обитания, т.е. при условии постоянства концентраций химических элементов (РН) в морской воде. Динамические процессы биологического поглощения и выведения элементов (РН) из морских организмов в докладе не рассматриваются.



Спустя почти 10 лет после выхода доклада [2] (2004 г.) в научной литературе появилось большое количество результатов исследований накопления различных элементов и РН в морских организмах. Анализом этих материалов занималась рабочая группа WG5 проекта МАГАТЭ «EMRAS» (**E**nvironmental **M**odelling for **R**adiation **S**afety, 2003–2011), однако только недавно результаты этой работы были опубликованы в серии статей в специальных выпусках *Journal of Environmental Radioactivity* за 2012–2013 г.г. [34–40]. В этих публикациях содержатся новые обзоры данных, которые должны войти в следующую версию справочных таблиц (баз данных) CF под эгидой МАГАТЭ, а также критический анализ и оценка имеющихся наборов данных.

Основные выводы из анализа ситуации с данными по факторам накопления CF в морской биоте, выполненного рабочей группой WG5 проекта EMRAS, состоят в следующем [34–40].

1. Для получения более надежных оценок параметров распределения значений CF (для конкретной пары «элемент/РН — организм») результаты разных исследований следует объединить в один массив данных. При этом остаются сомнения, что параметр CF, относящийся к определенной категории (таксону, семейству, группе) морской биоты будет подходить для других видов этой категории [34].

2. Принимая во внимание большое количество пробелов в данных, собранных в наиболее полных обзорах по CF [2, 4, 31], необходимо ввести критерии для оценки относительной важности (ценности) данных для каждого рассматриваемого элемента/РН в каждой паре «элемент-организм» при моделировании различных радиологических рисков.

3. Для улучшения качества параметров моделей водных систем следует освоить данные из «серой» области научных публикаций на национальных языках, в том числе, например, на русском, чтобы включить эти малодоступные данные в международные базы данных, разрабатываемых под эгидой МАГАТЭ. Следует также расширить исследования накопления РН и элементов в тех группах организмов, для которых имеются недостаточно полные наборы данных, относящихся к водным системам: зоопланктон, ракообразные, амфибии, млекопитающие [37].

4. В тех случаях, когда отсутствуют данные прямых измерений, принимаемые условные значения (значения «по умолчанию», *default values*) CF могут быть определены путем различных видов экстраполяции, как это было предложено в проекте



«D-ERICA» [36] и как это было реализовано для 60% данных по CF, имеющихся в распоряжении проекта. При этом предполагается критическое отношение к результатам их использования и постепенная замена условных CF эмпирическими данными [38].

5. Применимость, преимущества и недостатки того или иного подхода для выбора значений CF должны определяться теми задачами по оценке радиационных рисков (доз), которые решаются с помощью радиологической модели, использующей факторы накопления CF. Например, если модель «настроена» на оценку радиационных эффектов для конкретной локальной области, то она должна быть снабжена значениями параметра CF, характерными для этой области [41].

6. Малоосвоенным источником данных о накоплении элементов/РН в живой природе служат ранее полученные сведения о биогеохимическом составе и содержании РН в живой материи. Эти данные могут успешно использоваться для расчета необходимых для моделирования коэффициентов накопления CF при использовании соответствующих данных о среде обитания рассматриваемых организмов (почва, вода, воздух). В частности, в результате использования таких данных, авторами работы [41] получены ранее неизвестные и новые значения CF для плутония для многих видов морских организмов (планктон, ракообразные, рыба).

В итоге рассмотрения возможных критериев выбора значений фактора накопления CF для морских организмов, которые должны использоваться в радиологических моделях, мы приходим к следующим общим выводам.

1. Наиболее грубые (приблизительные) оценки накопления РН в морской биоте могут быть получены при использовании значений фактора накопления CF, рекомендуемых в авторитетном обзорном докладе МАГАТЭ [2]. Считается («по умолчанию»), что для каждой конкретной пары «элемент/РН — организм» диапазон значений (мин. — макс.) CF должен лежать в пределах +/- одного порядка от рекомендуемого в [2] значения CF.

2. Применимость значений CF должна определяться задачами радиологической модели, использующей «референтные» значения CF. Если целью моделирования является оценка радиационных эффектов при аварийном загрязнении конкретной локальной области морской среды, то используемая радиологическая модель должна быть снабжена значениями параметра CF, характерными для этой области.

На основе вышеизложенных выводов из анализа ситуации с выбором значений CF, которые должны использоваться в ра-



диологических моделях, в качестве референтных нами приняты значения CF, рекомендуемые в докладе МАГАТЭ [2] для рассматриваемых групп (видов) организмов (табл. 6, 7).

Таблица 6

**Референтные значения CF для групп морских организмов, принятые по данным в [2]**

Элемент	Фитопланктон	Зоопланктон	Ракообразные	Рыба	Водоросли
Cr	$5 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^3$
Mn	$5 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$6 \cdot 10^3$
Fe	$4 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$
Co	$2 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^3$
Ni	$3 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$
Zn	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$
Sr	$1 \cdot 10^0$	$2 \cdot 10^0$	$5 \cdot 10^0$	$3 \cdot 10^0$	$1 \cdot 10^1$
Zr	$6 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^1$	$3 \cdot 10^3$
Nb	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^1$	$3 \cdot 10^3$
Ru	$2 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^0$	$2 \cdot 10^3$
Cd	$1 \cdot 10^3$	$6 \cdot 10^4$	$8 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^4$
I	$9 \cdot 10^0$	$3 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^0$	$9 \cdot 10^0$	$1 \cdot 10^4$
Cs	$1 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^1$	$5 \cdot 10^1$	$1 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^1$
Ce	$5 \cdot 10^1$	$6 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^1$	$5 \cdot 10^3$
Ra	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$
Pu	$2 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^3$
Am	$2 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^3$
Cf	$2 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^3$

Референтные значения CF в табл. 6 не претендуют на «консерватизм», который при желании может быть введен путем умножения референтного значения на фактор 10. Для млекопитающих (табл. 7) были выбраны максимальные (консервативные) оценки CF из данных, приведенных в [2].

**Заключение. Оценки параметров накопления радионуклидов в компонентах морских экосистем, рекомендации по их использованию**

1. Для морских экосистем основной вклад в выведение РН из воды дают литодинамическая и биологическая адсорбция. В открытом океане роль терригенного фактора в образовании осадков ничтожна.



**Референтные значения фактора накопления CF (кг/кг)  
в моллюсках и млекопитающих, принятые по данным в [2]**

Элемент	Моллюски		Ластоногие млекопитающие		Млекопитающие семейства китовых	
	Брюхоногие и двустворчатые	Головоногие	Мышцы	Печень	Мышцы	Печень
Cr	$2 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^3$				
Mn	$5 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^4$	
Fe	$5 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^7$	$1 \cdot 10^8$	$1 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^7$
Co	$2 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$		
Ni	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	-	-	$1 \cdot 10^3$	
Zn	$8 \cdot 10^4$	$6 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^5$
Sr	$1 \cdot 10^1$	$2 \cdot 10^0$				
Zr	$5 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^1$				
Nb	$1 \cdot 10^3$					
Ru	$5 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^1$				
Cd	$8 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^6$	$5 \cdot 10^4$	$9 \cdot 10^6$
I	$1 \cdot 10^1$					
Cs	$6 \cdot 10^1$	$9 \cdot 10^0$	$1 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^2$		
Ce	$2 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^1$				
Ir	$1 \cdot 10^2$					
Ra	$1 \cdot 10^2$					
Pu	$3 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^1$		$2 \cdot 10^1$		$3 \cdot 10^0$
Am	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$				
Cf	$1 \cdot 10^3$					

2. Использование в моделях миграции РН параметра  $K_d$  для характеристики распределения РН между раствором и ВВ в природных водах основано на допущении, что процессы сорбции-десорбции данного РН подчинены закону Генри с линейной изотермой. В отличие от методологии прямого определения  $K_d$  во взвеси, значения  $K_d$  в ДО в справочных документах МАГАТЭ [1, 2] получены путем сравнения геохимического состава верхнего слоя ДО с элементным составом морской воды.

3. В радиоэкологических моделях используются исключительно эмпирические (наблюдаемые в природе) факторы накопления CF в гидробионтах за счет суммарного действия всех реальных



источников (путей) и механизмов поступления РН в организм рассматриваемого вида, т.е. без рассмотрения отдельных источников или механизмов.

4. Рассмотрены 8 основных видов объектов, которые являются источниками реального или потенциального радиоактивного загрязнения морской среды. Они ранжированы по степени радиологической опасности. Наиболее высокой степенью опасности обладают береговые АЭС (авария на АЭС «Фукусима»). Составлен перечень из 24 приоритетных РН и соответствующих 19 элементов, которые должны рассматриваться в моделях радиоактивного загрязнения морской среды при радиационных авариях.

5. Основное внимание при выборе параметров (валидации) радиологических моделей следует уделить блоку определения содержания РН в абиотических и биологических компонентах морской среды. Ключевыми параметрами практически всех моделей миграции и накопления РН в водной среде служат коэффициент распределения  $K_d$  и фактор накопления  $CF$  в биологических объектах.

6. Наиболее полным обзором значений  $K_d$  для большинства практически значимых химических элементов (РН), считается технический доклад МАГАТЭ [2], в котором значения  $K_d$  определялись, в основном, по геохимическим данным по составу ДО при отсутствии эмпирических (натурных) данных определения  $K_d$  по содержанию элементов (РН) непосредственно во взвешях в различных областях морской среды.

7. Рекомендуемые в докладах МАГАТЭ [1–4] значения  $K_d$  получены в предположении, что термин «*sediment*» (осадок) в равной степени относится к ВВ в воде и к ДО. В действительности величина коэффициента распределения  $K_d$  должна соответствовать именно содержанию РН на взвешенных частицах, а это далеко не то, что оседает в ДО.

8. Предложен набор критериев (алгоритм) для выбора референтных значений  $K_d^{pecф}$  на основе имеющихся данных, составлены таблицы значений  $K_d^{pecф}$ , полученных по данным о рекомендованных значениях  $K_d^{pecк}$  из [2] для океанических и прибрежных областей морской среды при различных значениях мутности  $S$ .

9. Как и для параметра  $K_d$ , доклад МАГАТЭ [2] на сегодняшний день можно условно считать наиболее полным и представительным источником данных по факторам накопления  $CF$  для химических элементов (РН) в морской биоте.

10. Составлены таблицы референтных значений фактора накопления  $CF^{pecф}$  в основных группах морских организмов на осно-



ве данных  $CF$ , рекомендуемых в докладе МАГАТЭ [2]. Считается «по умолчанию», что для каждой конкретной пары «элемент/РН — организм» диапазон (мин.— макс.) значений  $CF^{ref}$  лежит в пределах +/- одного порядка от значения  $CF^{ref}$ .

11. Из анализа ситуации с выбором референтных значений параметров  $K_d$  и  $CF$  были сделаны следующие выводы относительно улучшения качества параметров моделей морских систем, которые можно рассматривать как рекомендации для дальнейших действий:

- освоить данные из «серой» области научных публикаций на национальных языках;
- использовать передовые методологии и готовые программы по выбору референтных значений параметров, которые можно использовать в случаях необходимости проведения оценок РЭО в условиях недостаточного объема исходной радиоэкологической информации (например, программы «D-ERICA», «RESRAD-BIOTA» [36, 39] с базой данных по содержанию РН в биологических объектах и руководством по отбору консервативных значений  $CF$ ;
- продолжить обзорно-аналитические исследования по сбору и обобщению данных о параметрах, необходимых для валидации радиоэкологических блоков моделей поведения РН в морских средах, в частности, для районов размещения потенциально опасных ЯРОО;
- принимать активное участие в работе и реализации программ и проектов международных организаций (в первую очередь — МАГАТЭ), с целью создания современных баз данных по параметрам накопления РН в компонентах природных сред, выборе оптимальных моделей для решения задач аварийного реагирования.

### Список литературы

1. Sediment  $K_d$ 's and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment // Vienna: International Atomic Energy Agency, 1985 — Technical Reports Series, TRS-247.
2. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment // Vienna: International Atomic Energy Agency, 2004, 103 pp. — Technical reports series, ISSN0074-1914, TRS-422.



3. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments // Vienna: International Atomic Energy Agency, 1994, 74 pp.— Technical reports series, ISSN0074–1914, TRS-364.
4. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments // Vienna: International Atomic Energy Agency, 2010, 208 pp.— Technical reports series, ISSN0074–1914, TRS-472.
5. Tagashira N. Overview of the Fukushima Daiichi Accident and the Ageing Management of Fukushima Daiichi // In: 3rd International Conference on NPP Life Management (PLIM) for Long Term Operations (LTO) — Salt Lake City, UT, USA, 14–18 May 2012, Conference ID: 41982 (CN-194) — [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Meetings/PDFplus/2012/cn194/cn194\\_Programme.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Meetings/PDFplus/2012/cn194/cn194_Programme.pdf)
6. .Wordwide Marine Radioactivivy Studies (WOMARS) — Radionuclide Levels in Oceans and Seas (Final report of a coordinated research project) // IAEA-TECDOC-1429 — Vienna: International Atomic Energy Agency, 2005, 197 pp.
7. Одум Ю. Основы экологии — М.: Мир, 1975, 740 с.
8. Гордеев В. В. Система река-море и ее роль в геохимии океана. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора геолого-минералогических наук. М., 2009.
9. Богданов Ю. А., Копелевич О. В. Гранулометрические исследования тонкодисперсного вещества океанской воды // Формы элементов и радионуклидов в морской воде. М.: Наука, 1974, 284 с.
10. Радиоактивность гидросферы. <http://phys.rsu.ru/web/nuclear/radioecologie/fRE8.htm>.
11. Болдырев К. А., Уткин С. С., Казаков С. В., Дрожко Е. Г., Мокров Ю. Г. Возможности геохимического моделирования значений коэффициентов распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для Теченского каскада водоемов ФГУП «ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности № 1, 2016. С. 5–19.
12. Ncholas S. Fisher, Scott W. Fowler, Florence Boisson, Jolynn Carroll, Kristina Rissanen, Britt Salbu, Tatiana G. Sazykina, Kirsti-Liisa Sjoebloom. Radionuclide Bioconcentration Factors and Sediment Partition Coefficients in Arctic Seas Subject to Contamination from Dumped Nuclear Wastes // Environ. Sci. Technol. 1999, 33, 1979–1982.
13. M. Iosjpe. Evaluation of the environmental parameters controlling the vulnerability of the coastal marine regions — Radioprotection, vol. 46, No 6 (2011)



14. Pilot Study for the update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters // Final Report: Dec. 1999, prepared for The European Commission Directorate-General XI Environment — Nuclear Safety and Civil Protection.

15. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment // Vienna: International Atomic Energy Agency, 2001, 229 pp.— Safety report series, ISSN1020-6450, no. 19.

16. Inventory of Accidents and Losses at Sea involving radioactive Material // IAEA-TECDOC-1242 — Vienna: International Atomic Energy Agency, 2001, 76 pp.

17. Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л. Радиологические последствия радиационной аварии с атомной подлодкой в бухте Чажма // Атомная энергия, т. 76, № 2, 1994, с. 158–160.

18. Petrov O., Radioactive Waste and Spent Nuclear Fuel in the Navy of Russia // In: Proc. of the Second Int. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic, Oslo 21–25 August 1995 (Strand P. and Cooke A., Eds) — Norwegian Radiation Protection Authority, Osteras (1995).

19. OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY — Emergency Preparedness for Nuclear-powered Satellites // Report of an Ad Hoc Meeting, Stockholm, Sweden, 24–26 April 1989, OECD/NEA, Paris (1990) 103 p.

20. Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials // IAEA Safety Standards Series, 1996 Edition, No. ST-1 — Vienna: International Atomic Energy Agency, 1996.

21. Review of Events Occurring during the Transport of Radioactive Material for the Period 1984–1993 (A Report on the IAEA's EVTRAM Database) // IAEA-TECDOC-966 — Vienna: International Atomic Energy Agency, 1997.

22. Доклад японского правительства: Авария на энергоблоках АЭС Фукусима, эксплуатируемых компанией ТЕРСО // Конференция по ядерной безопасности МАГАТЭ на уровне министерств и ведомств. Июнь 2011

23. Hakanson L. Outline of the MOIRA model for radiocaesium in lakes // Moira-Project N. F14P-CT96-0036 — European Commission, 1997, pp.33–42.

24. Onishi Y. Contaminant transport modeling in surface waters // Computer Modeling of Free-surface and Pressurized Flows (Chaudhry M. H., Mays L. W., Eds) — NATO ASI Series E, Applied Sciences, Vol. 274 — Kluwer, Dordrecht, 1994, pp. 313–341.



25. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах — М.: Энергоатомиздат, 1986, 240 с.
26. Hydrosience. Simplified Mathematical Modeling of Water Quality // Report for the United States Environmental Protection Agency — Office of Water Programs, Washington, DC, 1997.
27. Методика прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС: Методические указания. РД 52.26 174–88. М.: Госкомгидромет СССР, 49 с.
28. Казаков С. В. Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техника, 1995, 283 с.
29. Гусев Д. И., Павловский О. А. Основные положения методики расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в поверхностные водоемы // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып.7. — М.: Энергоиздат, 1982. — с. 157–164.
30. Kumblad L, Kautsky U, Naeslund B. Transport and fate of radionuclides in aquatic environments — the use of ecosystem modelling for exposure assessments of nuclear facilities (Original Research Article) // Journal of Environmental Radioactivity, V. 87, Issue 1, 2006, pp. 107–129.
31. Sources and Effects of Ionizing Radiation // United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) — 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, VOLUME II, Scientific Annexes C, D and E, 313 p.
32. Коноплев А. В. Фукусима и Чернобыль: общее и различное в поведении радиоцезия. Доклад. Научно-практическая конференция «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления». Обнинск, 19–21 апреля 2016 г.
33. Vives i Batlle J. Fukushima dynamic modelling scenario (SCK. CEN, Belgium)// MODARIA meeting 27–31 May 2013, Working Group 8.
34. HOSSEINI, A., STENBERG, K., AVILA, R., BERESFORD, N.A. & BROWN, J. E. Application of Bayesian Inference for Estimating Parameters of Probability Distributions of Concentration Ratios // J. Environ. Radioact. (In press) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.04.007>
35. HOWARD, B.J., WELLS, C. BERESFORD, N.A. COPPLESTONE, D. C. Exploring Methods to Prioritise Concentration Ratios When Estimating Weighted Absorbed Dose Rates to Terrestrial Reference Animals and Plants // J. Environ. Radioact. 2013 Dec;126:326–37. doi: 10.1016/j.jenvrad.2013.05.005. Epub 2013 Jul 16.
36. D-ERICA: An INTEGRATED APPROACH to the Assessment and Management of Environmental Risks from Ionising Radiation (De-



scription of purpose, methodology and application) // Rep. on EC Contract FI6RCT-2004-508847 — Issued on 01.07.2007, 82 p. [www.ERICA-project.org](http://www.ERICA-project.org)

37. YANKOVICH, T., BERESFORD, N.A., FESENKO, S., FESENKO, J., PHANEUF, M., DAGHER, E., OUTLOA, I., ANDERSSON, P., THIESSEN, K., RYAN, J., WOOD, M.D., BOLLHÖFER, A., BARNETT, C.L., COPPLESTONE, D. Establishing a Database of Radionuclide Transfer Parameters for Freshwater Wildlife // *J. Environ. Radioact.* (In press) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.07.014>

38. BROWN, J.E., BERESFORD, N.A., HOSSEINI, H. Approaches to Providing Missing Transfer Parameter Values in the ERICA Tool — How well do they work? // *J. Environ. Radioact.* (In press) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.05.005>

39. YU, C., CHENG, J-J., KAMBOJ, S. Effects of the New TRS Wildlife CR Values on RESRAD-BIOTA's BCGs and Previous Model Comparison Studies // *J. Environ. Radioact.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.01.004> <http://web.ead.anl.gov/resrad>

40. PSALTAKI, M., BROWN, J.E., HOWARD, B.J. TRS CRW0-WATER Values for the Marine Environment: Analysis, Applications and Comparisons // *J. Environ. Radioact.* (In press) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.07.001>

41. JOHANSEN, M. KAMBOJ, S., KUHNE, W. Whole-organism Concentration Ratios for Plutonium in Wildlife from Past US Nuclear Research Data || *J. Environ. Radioact.* (In press) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.07.015>



## ОТДЕЛЬНЫЕ РАСЧЁТЫ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ОЦЕНКИ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ ОТ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫБРОСОВ КОЛЬСКОЙ АЭС

Газиев И. Я., Крышев И. И.  
ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск

Кольская АЭС (КоАЭС) расположена за Северным полярным кругом в Мурманской области на берегу оз. Имандра, на расстоянии 33 км к северу от г. Кандалакша и 60 км к югу от г. Мончегорска.

В 2014 г. на КоАЭС находились в эксплуатации четыре энергоблока с реакторами ВВЭР общей мощностью 1760 МВт. Станция сооружена в 1973–1984 гг. в две очереди: первая очередь — энергоблоки № 1 и 2, вторая очередь — энергоблоки № 3 и 4.

Вокруг Кольской АЭС установлены санитарно-защитная зона (СЗЗ) и зона наблюдения (ЗН). Санитарно-защитная зона Кольской АЭС включает территорию центральной части полуострова, разделяющего оз. Бабинская Имандра от оз. Иокостровская Имандра, до автомобильной дороги М18 Санкт-Петербург — Мурманск. Зоной наблюдения является территория, ограниченная радиусом 15 км, отсчитываемым от геометрического центра вентиляционных труб 1-й и 2-й очередей Кольской АЭС. Внутренней границей ЗН является граница СЗЗ. В ЗН Кольской АЭС находятся следующие населенные пункты: г. Полярные Зори, пос. Африканда, пос. Зашеек. Наиболее крупным является г. Полярные Зори с числом жителей 14 936 чел. Общая численность населения, проживающего в ЗН, — 17 312 человек. Расположение пунктов радиационного мониторинга в 100-километровой зоне вокруг КоАЭС представлено на рис. 1 [1].

Кольская АЭС производит выбросы радиоактивных газов и аэрозоль в атмосферу. Величина выбросов  $^{60}\text{Co}$  в 2014 г. составила  $4,1 \cdot 10^6$  Бк [1], выбросы других радионуклидов были ниже предела обнаружения.

Согласно метеонаблюдениям средняя скорость ветра в районе Кольской АЭС — 2,7 м/с. Роза ветров в районе расположения Кольской АЭС приведена в таблице 1.

Повторяемость штилей в районе Кольской АЭС мала (всего 2,7%). Поэтому при расчёте концентраций радионуклидов в воздухе и их выпадений на землю штили не учитывались.



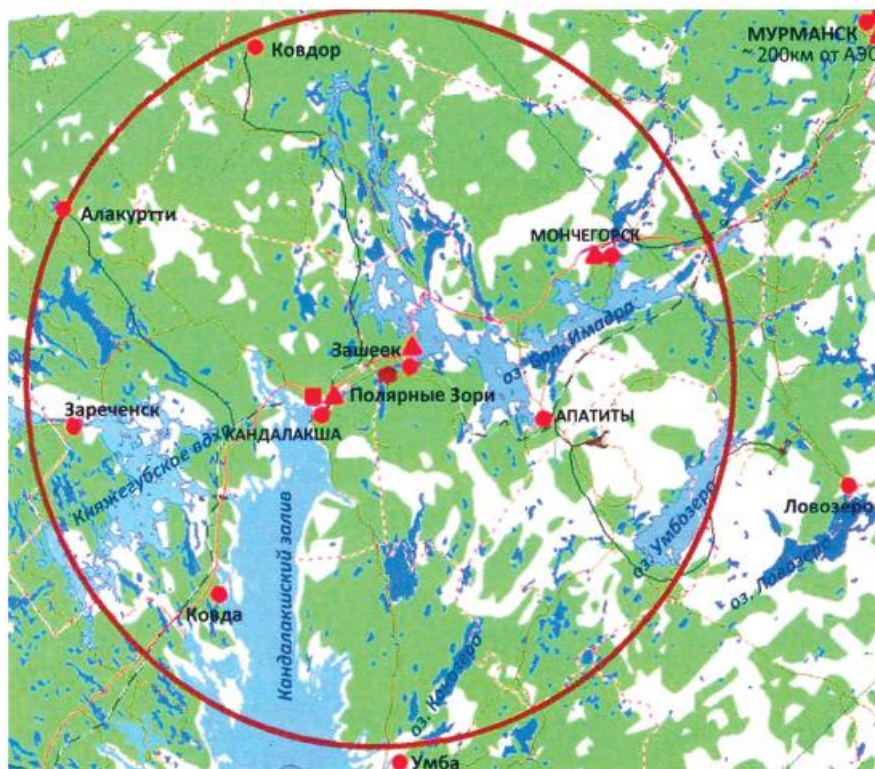


Рисунок 1. Расположение пунктов радиационного мониторинга в 100-км зоне вокруг КоАЭС:

- ★ АЭС;
- наблюдения за  $\gamma$ -фоном;
- ▲ отбор проб атмосферных выпадений;
- отбор проб атмосферных аэрозолей.

Для вычисления объемной активности радионуклидов в воздухе и их выпадений на местность использовалась гауссова модель диффузии. Эта модель рекомендована для практического применения в руководстве [2].

Дозы облучения включают в себя как дозы внешнего облучения (от почвы и облака выброса), так и дозы внутреннего облучения (от вдыхания радионуклидов, от поступления радионуклидов с продуктами питания и от поступления радионуклидов с питьевой водой).

Таблица 1

Роза ветров в районе расположения Кольской АЭС, %

С	СВ	В	ЮВ	Ю	ЮЗ	З	СЗ
9	6	14	8	12	22	23	8



Расчет доз проводился по статической модели, обеспечивающей получение оценок годовых доз облучения населения при условии установившегося равновесного содержания радионуклидов в окружающей среде, с использованием значений параметров, представленных в [3].

Рацион питания населения Мурманской области по данным Росстата приведен в таблице 2.

Согласно результатам расчета плотность выпадений  $^{60}\text{Co}$  на подстилающую поверхность составила 0,062 Бк/(м<sup>2</sup>·год).

Для расчёта доз облучения населения в ЗН КоАЭС была выбрана точка с наибольшими значениями концентрации радионуклидов в воздухе и их выпадений на землю. Так как в пределах СЗЗ КоАЭС запрещены проживание населения и сельскохозяйственные работы, эта точка располагается на внутренней границе ЗН.

Таблица 2

**Рацион питания населения Мурманской области**

Продукт	кг/год
Молоко и молочные продукты	251,6
Картофель	69,2
Овощи и бахчевые	96,4
Мясо и мясные продукты	72,4
Ягоды и фрукты	64,8

Результаты расчета доз облучения населения от выбросов Кольской АЭС приведены в таблицах 3 и 4.

Таблица 3

**Результаты расчета доз облучения населения от выбросов Кольской АЭС в результате потребления продуктов питания, Зв/год**

Радионуклид	Зерновые	Овощи	Корнеплоды	Молоко	Мясо	Суммарная доза
$^{60}\text{Co}$	0	$1,4 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$	$3,6 \cdot 10^{-13}$	$1,7 \cdot 10^{-11}$	$2,6 \cdot 10^{-10}$
Сумма	0	$1,4 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$	$3,6 \cdot 10^{-13}$	$1,7 \cdot 10^{-11}$	$2,6 \cdot 10^{-10}$



**Результаты расчета дозы на население от выбросов Кольской АЭС с учетом множественных путей облучения, Зв/год**

Радионуклид	Продукты питания	Вдыхание	Облако	Почва	Суммарная доза
$^{60}\text{Co}$	$2,6 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot 10^{-12}$	$5,6 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-10}$	$6,6 \cdot 10^{-10}$
Сумма	$2,6 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot 10^{-12}$	$5,6 \cdot 10^{-14}$	$4,0 \cdot 10^{-10}$	$6,6 \cdot 10^{-10}$

Из таблицы 4 видно, что суммарная доза облучения населения от выбросов  $^{60}\text{Co}$  Кольской АЭС составляет  $6,6 \cdot 10^{-10}$  Зв/год, что значительно ниже уровня дозы  $10^{-5}$  Зв/год, соответствующей пренебрежимому радиационному риску [4]. Наибольший вклад в эту дозу вносит облучение от почвы.

### Список литературы

1. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. Ежегодник. Под ред. Шершакова В. М., Булгакова В. Г., Вакуловского С. М. и др. Обнинск: ВНИИГ-МИ-МЦД, 2015. 350 с.
2. IAEA — International Atomic Energy Agency, Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. IAEA, Vienna, 2001. 213 p.
3. IAEA Safety Standards Series No. GSR. Part 3. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Vienna, 2011. 303 p.
4. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523–09. М., 2009. 74 с.



# СТАТИСТИЧЕСКИЕ И СТРУКТУРНЫЕ СВОЙСТВА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ, ОБРАЗОВАННОГО АТМОСФЕРНЫМИ ВЫПАДЕНИЯМИ

А.О. Грубич<sup>1</sup>, О.М. Жукова<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ЗАО «ТИМЕТ», <sup>2</sup>Республиканский центр по гидрометеорологии,  
контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу  
окружающей среды, Республика Беларусь, г. Минск

## Введение

В результате аварий на Чернобыльской и Фукусима-1 АЭС обширные территории Европы и Азии подверглись интенсивным радиоактивным выпадениям, образовавшим на поверхности земли области с большим содержанием техногенных радионуклидов в почве. Почва является матрицей, в которую внедрены радионуклиды. Такое осадочное образование будем называть *отложением*.

Основные свойства радиоактивного отложения обусловлены процессом оседания радиоактивных аэрозолей и пыли на поверхность земли. Явление радиоактивного распада не оказывает непосредственного влияния на процесс атмосферных выпадений, поэтому отложение нерадиоактивных аэрозолей и пыли и отложение радионуклида имеют ряд общих черт. Таким образом, радионуклид, радиоактивный распад которого сопровождается испусканием гамма-излучения, можно рассматривать как удобный для выполнения измерений маркер, распределение которого по поверхности земли предоставляет информацию об особенностях распределения нерадиоактивного поллютанта. Как следствие, обусловленные атмосферными выпадениями статистические и структурные свойства радиоактивного отложения являются одновременно свойствами отложения нерадиоактивного поллютанта либо опасного вещества.

В [1] было показано, что на распределение удельной активности существенное влияние может оказать распределение плотности почвы на участке. Поэтому распределением, обусловленным собственно процессом атмосферных выпадений, является исключительно распределение плотности активности ( $\text{Бк}/\text{м}^2$ ). В случае нерадиоактивного поллютанта вместо плотности активности радионуклида следует подразумевать величину поверхностной плотности ( $\text{кг}/\text{м}^2$ ) поллютанта.



## 1. Свойства статистик

Исследуя какой-либо объект (в нашем случае радиоактивное отложение либо, в более широком смысле, отложение поллютанта), обычно получают не одну выборку значений измеряемой величины, а несколько таких выборок:

$$X_1, X_2, \dots, X_{n_1}; \quad X_1, X_2, \dots, X_{n_2}; \quad X_1, X_2, \dots, X_{n_M}; \quad (1)$$

Объёмы выборок  $n_1, n_2, \dots, n_M$  могут быть разными. Выборки могут быть получены, например, для участков, более или менее равномерно расположенных в области исследования, либо для субучастков, на которые разбит какой-либо участок. В общем случае выборки могут представлять результаты обследований, полученные разными авторами, в том числе при обследовании разных отложений.

Для каждой из полученных выборок рассчитываются значения статистик, например, среднее  $\bar{x}$ , стандартное отклонение  $s$  и коэффициент вариации  $CV = s/\bar{x}$ . В результате получают *наборы статистик*:

$$\bar{x}_1, \bar{x}_2, \dots, \bar{x}_M, \quad (2)$$

$$s_1, s_2, \dots, s_M, \quad (3)$$

$$CV_1, CV_2, \dots, CV_M. \quad (4)$$

Изучая такие наборы данных, можно попытаться выяснить закономерности, которым подчиняется та либо иная статистика. Особый интерес представляют такие закономерности, которые не зависят от условий получения исходных выборок. Для поиска закономерностей следует, очевидно, искать то общее, что имеет место для наборов статистик, полученных в разных условиях, например, для чернобыльских и фукусимских отложений, для влажных и сухих выпадений, больших и маленьких участков и т.д. Таким образом, можно либо обнаружить существующие закономерности и, тем самым, выявить *статистические свойства отложений*, либо, напротив, удостовериться в том, что закономерности отсутствуют. В последнем случае при обследовании отложения в принципе отсутствует априорная информация о свойствах выборок и получаемых для них статистик.

Можно показать, что доверительный интервал значений коэффициента вариации  $CV$  от 0.1 до 1.0 (вероятность  $P = 0.95$ ). Поскольку интервал значений  $CV$  не превышает одного порядка величины, а для всей территории с радиоактивным отложением



значения плотности активности ( $\text{кБк}/\text{м}^2$ ), напротив, принадлежат нескольким порядкам величины, то на графике с логарифмическими осями координат облако точек  $(\bar{x}, s)$  представляет собой относительно узкую ленту [2]. Иными словами, имеется ярко выраженная регрессионная зависимость между значениями стандартного отклонения  $s$  и величиной среднего  $\bar{x}$ . Пример такой зависимости показан на рис. 1.

На рис. 1, также как на других рисунках, абсолютные значения величин приводятся в перерасчёте на условную дату завершения выпадений: на 6 мая 1986 г. для чернобыльских выпадений и на 1 апреля 2011 г. для фукусимских выпадений. Данные для  $^{241}\text{Am}$  приводятся на дату выполнения измерений проб.

На рис. 1 показано рассеяние точек  $(\bar{x}, s)$  для плотности активности  $^{137}\text{Cs}$ . Для сравнения на рис. 2 показано рассеяние точек  $(\bar{x}, s)$  для радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ .

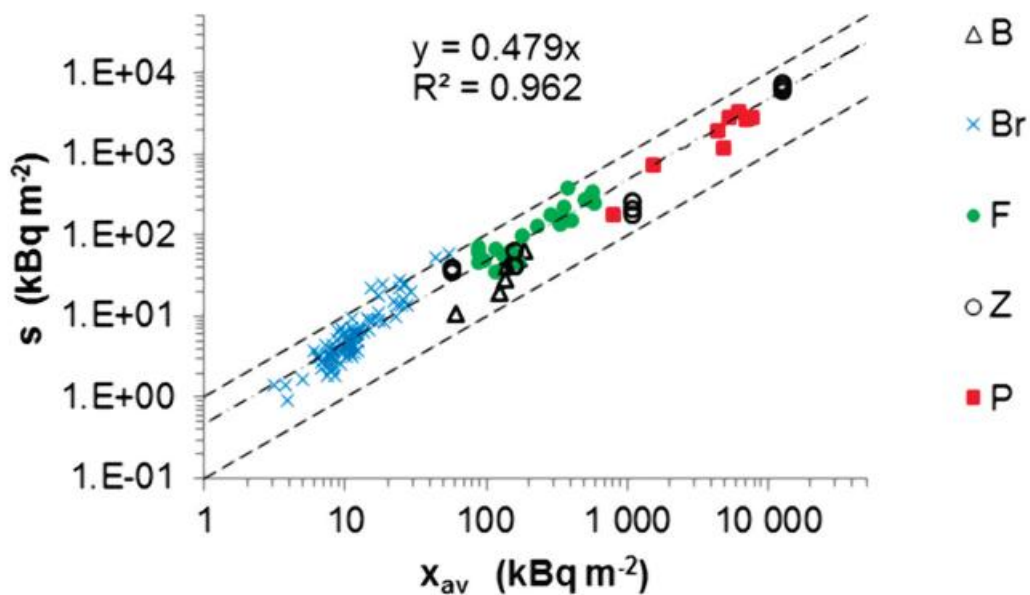


Рисунок 1. Зависимость стандартного отклонения от среднего для  $^{137}\text{Cs}$ .

Обозначения: B — 7 небольших участков в 60 км западнее г. Минска; Br — 84 участка на территории Брянской области с площадью порядка 300 км<sup>2</sup> каждый, обследованные НПО «Тайфун» в 1991 г.; F — 20 маленьких участков 1.2 м x 1.2 м для фукусимских выпадений; Z — оценки для 9-ти участков, полученные по данным монографии [3]; P — участки на территории ПГРЭЗ согласно данным Таблицы 1а в [4] (без участка P4, образованного объединением участков P4.1–4.4);



$x_{av}$  — среднее  $\bar{x}$ ; пунктирные линии соответствуют уравнениям  $s = CV_{a(b)} \cdot \bar{x}$ , где  $CV_a = 0.1$  и  $CV_b = 1.0$ ; штрихпунктирная прямая — линейное уравнение регрессии.

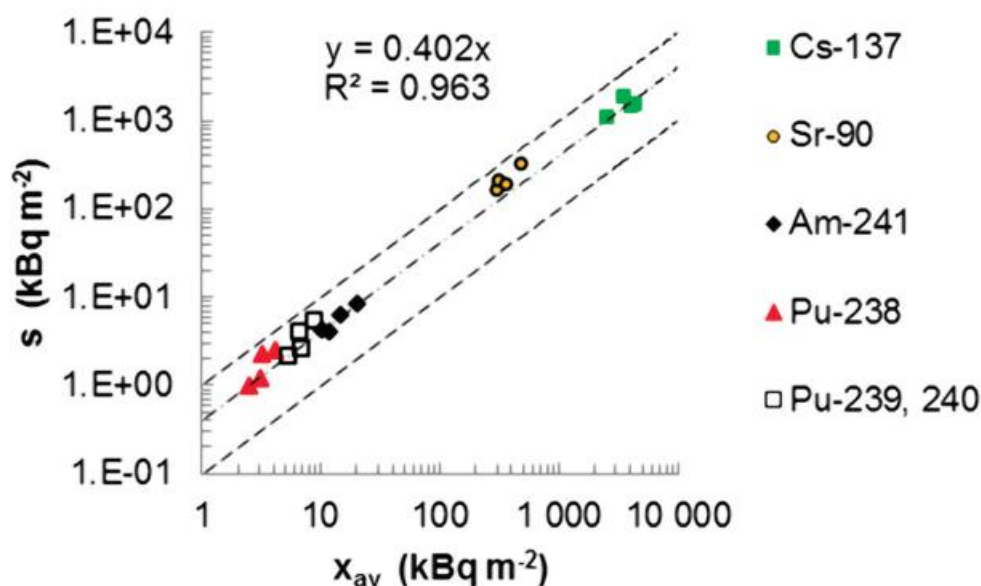


Рисунок 2. Зависимость стандартного отклонения от среднего для разных радионуклидов (участки Р4.1–4.4 согласно данным Таблице 1b в [4]).

Как видим, в случае разных радионуклидов точки  $(\bar{x}, s)$  принадлежат той же самой области, что и точки на рис. 1. Таким образом, облако точек  $(\bar{x}, s)$  представляет собой относительно узкую ленту не только для отложения  $^{137}\text{Cs}$ , но и для отложений других радионуклидов.

Рассеяние облака точек  $(\bar{x}, s)$  в форме узкой ленты обусловлено, в частности, использованием логарифмического масштаба для осей координат. Фактически это пример того, как выбор подходящего графического представления позволяет наглядно проиллюстрировать регрессионную зависимость между величинами. Например, на графике с линейными осями координат облако точек  $(\bar{x}, s)$  преобразуется в облако в форме сектора, ограниченного двумя лучами, соответствующими уравнениям  $s = 0.1 \cdot \bar{x}$  и  $s = \bar{x}$ , что, очевидно, намного менее наглядно.

Еще один вариант демонстрации всё той же закономерности (но под иным углом зрения) — построение графика рассеяния точек  $(\bar{x}, CV)$ . Так, облако точек  $(\bar{x}, CV)$ , соответствующее совокупности точек  $(\bar{x}, s)$  на рис. 1,  $CV = s/\bar{x}$ , приведено на рис. 3.



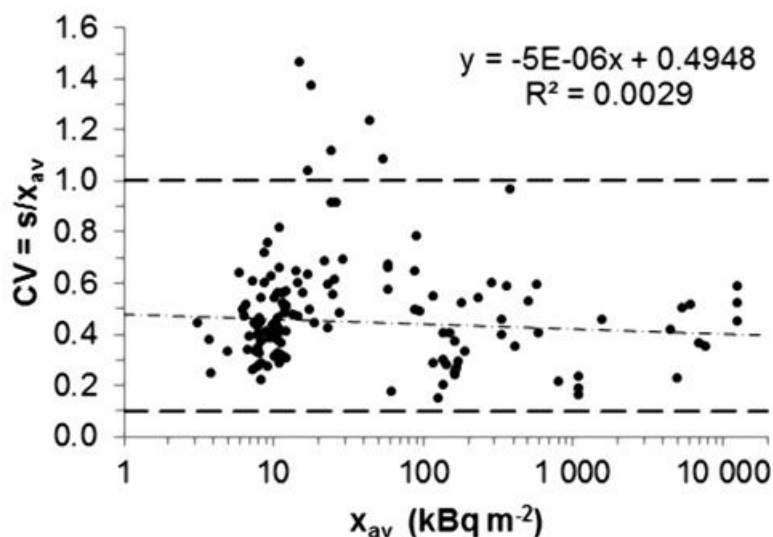


Рисунок 3. Зависимость коэффициента вариации от среднего для  $^{137}\text{Cs}$ .

Обозначения:  $x_{av}$  — среднее  $\bar{x}$ ; точки — значения  $CV = s/\bar{x}$  для точек  $(\bar{x}, s)$  на рис. 1; пунктирные линии соответствуют уравнениям  $CV = 0.1$  и  $CV = 1$ ; штрихпунктирная прямая — линейное уравнение регрессии.

Рассеяние точек на рис. 3 показывает, что, как и следует из данных, приведенных на рис. 1, отсутствует статистически значимая зависимость между величиной коэффициента вариации  $CV$  и средней плотностью активности  $\bar{x}$  радионуклида.

Следует отметить, что шесть выбросов на рис. 3 — значения  $CV$  большие единицы — объясняются тем, что границы соответствующих участков с площадью порядка  $300 \text{ км}^2$  (выборки НПО «Тайфун» для Брянской обл.) оказались расположенными в областях с большой величиной градиента плотности активности. Можно показать, что в каждой из этих выборок, для которых  $CV > 1$ , только одна единица выборки принадлежит области с повышенным содержанием  $^{137}\text{Cs}$ . Т.е. объёмы выборок  $n \leq 25$  были недостаточно большими для участков, границы которых совпали с максимумом градиента плотности активности.

Итак, в зависимости от того, что именно анализируется — рассеяние точек  $(\bar{x}, CV)$  либо рассеяние точек  $(\bar{x}, s)$  — приходим к тому либо иному выводу [2]:

Отсутствует регрессионная зависимость значений коэффициента вариации  $CV$  от величины среднего  $\bar{x}$  (рис. 3).

В соответствии с предыдущим пунктом, напротив, имеется ярко выраженная регрессионная зависимость между значениями величины среднего  $\bar{x}$  и стандартным отклонения  $s$  (рис. 1 и 2).



Рассмотренные выше свойства характерны также для коэффициента вариации удельной активности — см., в частности, рис. 12 в [2]. Однако на распределение удельной активности существенное влияние может оказать распределение плотности почвы на обследуемом участке [1]. Поэтому внимание выше было сосредоточено исключительно на свойствах статистик  $\bar{x}$ ,  $s$ ,  $CV$  для величины плотности активности. Действительно, распределение плотности активности, по крайней мере, для молодого отложения, определяется свойствами атмосферных выпадений и не подвержено искажениям из-за возможных вариаций плотности почвы на участке.

## **2. Логнормальность распределения плотности активности**

Наиболее важное статистическое свойство отложения заключается в том, что эмпирические функции распределения плотности активности для выборок (1) также описываются семейством логнормальных распределений [1].

Следует подчеркнуть, что в настоящее время этот факт не является общепризнанным. В некоторых исследованиях предположение о логнормальности отложения полагается как бы доказанным — см., например, монографию [3], в других — используется в обработке полученных данных без пояснений [5]. Однако имеются и иные точки зрения. Так, в кратком обзоре вопроса, приведенном в [6], рассматривались данные о распределениях плотности активности и *удельной активности*, и был сделан вывод о том, что логнормальность — это всего лишь *идеализация*, а не универсальное свойство отложения.

В [1] было показано, что на распределение удельной активности существенное влияние может оказать распределение плотности почвы на участке. Поэтому распределением, обусловленным собственно процессом атмосферных выпадений, является исключительно распределение *плотности активности* (либо поверхностной плотности,  $\text{кг}/\text{м}^2$ , в случае нерадиоактивного поллютанта). Кроме того, необходимо принять во внимание следующее:

Существенное значение имеет объём выборки  $n$ . Выборка малого объёма действительно может описываться распределением, отличным от логнормального. Однако с увеличением объёма выборки распределение, которое описывает её наилучшим образом, оказывается, как правило, логнормальным [2].



Логнормальность распределения наблюдается для участков самой разной площади: от  $1 \text{ м}^2$  до  $10^{11} \text{ м}^2$  [7].

Отложение можно представить как множество, мозаику, образованную совокупностью небольших субучастков, распределение плотности активности на каждом из которых описывается логнормальным распределением. Поэтому распределение плотности активности на каком-либо участке является, по сути, смесью логнормальных распределений для отдельных субучастков [2], на которые можно разбить этот участок буквально либо виртуально. Непрерывной моделью такой смеси является сложное распределение вероятностей [8].

Такой взгляд на структуру отложения позволяет показать, что распределение плотности активности на участке с влажными и сухими выпадениями также описывается логнормальным распределением [2] и, уж конечно, не зависит от наличия либо отсутствия на участке градиента плотности активности [9] — ср. [3].

Учитывая всё вышесказанное, мы приходим к выводу, что *логнормальность* распределений величины плотности активности является *первичным универсальным свойством отложения* [1].

Под *первичным свойством* отложения подразумевается такое свойство, которое присуще отложению сразу по окончании атмосферных выпадений, приведших к его образованию. Фактически это свойство отложения, обусловленное процессом атмосферных выпадений пыли и аэрозолей на подстилающую поверхность. Под *универсальным свойством* здесь подразумевается свойство, характерное для участка практически любого размера и формы, почва на котором не обрабатывалась после образования отложения.

Тот факт, что логнормальность распределения поллютанта до сих пор не является общепризнанным фактом, представляет собой некий феномен, относящийся к психологии научного творчества. Ведь располагая обширными базами данных, проверить — имеет место логнормальность либо нет — не так уж сложно.

### **3. Геометрические свойства отложения**

Кроме статистических свойств, отложение обладает первичными универсальными геометрическими свойствами. На описательном уровне внимание обращают, обычно, на пятнистую структуру радиоактивного отложения, картина которой напоминает рисунок на шкуре леопарда. Однако значительно реже упоминается о таком важном свойстве этой структуры, как незави-



симось характера пятнистости от величины единицы масштаба  $g$ , «шага» обследования. В широком диапазоне значений единицы масштаба наблюдается квазисамоподобие пятнистой структуры отложения: любое радиоактивное пятно на карте загрязнения — область, ограниченная замкнутой изолинией, — при его детальном обследовании «рассыпается» на множество более мелких пятен, каждое из которых, в свою очередь, также рассыпается на ещё более мелкие, и т.д. Пример такого рассыпания пятна загрязнения при уменьшении единицы масштаба от 3000 м до 500 м можно видеть на рис. 4.7 и 4.8 в [10].

С геометрической точки зрения пятнистая структура отложения, рассыпающаяся с уменьшением единицы масштаба  $g$  на более мелкие пятна, и являющаяся квазисамоподобной при разных значениях  $g$ , означает, что пространственное распределение радиоактивного отложения представляет собой случайное мультифрактальное поле [11, 12]. Наименьший участок почвы, на котором наблюдалось мультифрактальное пространственное распределение, имел площадь поверхности всего  $1.56 \text{ м}^2$  [7]. Площадь обширных территорий с мультифрактальным пространственным распределением достигает, как минимум, нескольких сотен тысяч квадратных километров (территории ряда стран Европы) — см. [13]. Таким образом, диапазон значений единицы масштаба — диапазон скейлинга, в котором наблюдается мультифрактальное пространственное распределение плотности активности, охватывает не менее пяти порядков величины [7]. В случае нерадиоактивного поллютанта мультифрактальная структура отложения рассматривалась, в частности, в [14]. Без преувеличения, мультифрактальное пространственное распределение поллютанта, является *фундаментальным свойством отложения*.

Создание целостной картины образования радиоактивного отложения, обладающего универсальными *статистическими и геометрическими свойствами*, — одно из интересных направлений исследований, которое, несомненно, приведет к созданию оптимальных методов радиационного контроля и мониторинга почв, загрязненных как радионуклидами, так и атмосферными выпадениями нерадиоактивных поллютантов.

### Список литературы

1. Grubich A., 2015. On the lognormality of radionuclide deposition. J. Environ. Radioact. J. Environ. Radioact., 143, 47–51.



2. Grubich A., 2014. Statistical and structural properties of radionuclide deposition. *European Researcher*, 73 (4-2), 720–735.
3. Хомутинин Ю. В., Кашпаров В. А., Жебровская Е. И., 2001. Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге. Киев.
4. Grubich A., Makarevich V. I., Zhukova O. M., 2013. Description of spatial patterns of radionuclide deposition by lognormal distribution and hot spots. *J. Environ. Radioact.*, 126, 264–272.
5. Simpson J. C., Gilbert R. O., 1982. Updated Estimates of  $^{239-240}\text{Pu}$  +  $^{241}\text{Am}$  Inventory, Spatial Pattern, and Soil Tonnage for Removal at Nuclear Site-201, NTS. PNL-SA-9588.
6. Daniels W. M. and Higgins N. A., 2002. Environmental Distribution and the Practical Utilisation of Detection Limited Environmental Measurement Data. NRPB-W13. ISBN 0 85951 484 6.
7. Grubich A. O., 2012. Multifractal structure of the  $^{137}\text{Cs}$  fallout at small spatial scales. *Journal of Environmental Radioactivity*, 107, 51–55.
8. Грубич А. О., 2015. Универсальные свойства радиоактивного отложения и методы исследования загрязнения почвы. Тезисы докладов XIII Международного совещания «Проблемы прикладной спектроскопии и радиометрии» 5–8 октября 2015 г., (стр. 57–59). Санкт-Петербург.
9. Грубич А. О., 2010. О фрактальной структуре радиоактивного загрязнения почв (Часть 2). *АНРИ*, 4(63), 53–62.
10. Израэль Ю. А., Вакуловский С. М., Ветров В. А. и др., 1990. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред. ЛЕНИНГРАД: ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ.
11. Salvadori, G. 1989. Modelli Matematici per lo Studio della Distribuzione della Radioattività in Italia Indotta dall'Incidente Nucleare di Chernobyl. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Matematica, A.A. 1987/88.
12. Raes F., De Cort M., Graziani G., 1991. Multifractal nature of radioactivity deposition on soil after the Chernobyl accident. *Health Phys.*, 61, стр. 271–274.
13. Salvadori G., Ratti S. P., Belli G., 1996. MODELLING THE CHERNOBYL RADIOACTIVE FALLOUT (II): A MULTIFRACTAL APPROACH IN SOME EUROPEAN COUNTRIES. *Chemosphere*, 33 (12), 2359–2371.
14. Ratti S. P. and Belli G., 2008. Sveso 1976, Chernobyl 1986: fractal description of two ecological disasters. *Scientifica Acta*, 2 (1), 77–92.



## ИСТЕЧЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ БЛАГОРОДНЫХ ГАЗОВ ПРИ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВАХ

Ю. В. Дубасов

*АО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина», г. Санкт-Петербург*

Одним из основных методов обнаружения скрытого подземного ядерного взрыва при проведении инспекции на месте (ИНМ) является радионуклидный метод, в основе которого лежит обнаружение повышенных концентраций радионуклидов Хе в атмосферном и подпочвенном воздухе.

В период 1961–1990 г.г. в Советском Союзе было проведено около 500 подземных ядерных испытаний различного назначения и в различных горных породах.

Камуфлетные подземные ядерные взрывы было принято классифицировать по радиационной обстановке, возникавшей на площадке после взрыва так:

ВКП — (взрыв камуфлетный полный) — подземный взрыв полного внутреннего действия, сопровождающийся образованием подземной полости с соответствующим уплотнением, дроблением и растрескиванием горной породы вокруг неё, но породный целик препятствует выходу или истечению газообразных продуктов;

ВНК (РБГ) — (взрыв неполного камуфлета) — взрыв полного внутреннего действия, сопровождающийся соединением зон трещиноватости и откольного разрушения поверхности земли в эпицентральной зоне взрыва и вентиляционным, как правило, незначительным, истечением в атмосферу короткоживущих радионуклидов — благородных газов (РБГ):  $^{85m}\text{Kr}$  ( $T_{1/2} = 4,5$  ч, где  $T_{1/2}$  — период полураспада радионуклида),  $^{87}\text{Kr}$  ( $T_{1/2} = 76,3$  мин),  $^{88}\text{Kr}$  ( $T_{1/2} = 2,84$  ч),  $^{131m}\text{Xe}$  ( $T_{1/2} = 11,9$  сут),  $^{133}\text{Xe}$  ( $T_{1/2} = 5,2$  сут),  $^{133m}\text{Xe}$  ( $T_{1/2} = 2,2$  сут),  $^{135}\text{Xe}$  ( $T_{1/2} = 9,09$  ч),  $^{135m}\text{Xe}$  ( $T_{1/2} = 15,3$  мин),  $^{138}\text{Xe}$  ( $T_{1/2} = 14,17$  мин);

ВНК (НРС) — (взрыв неполного камуфлета) — взрыв полного внутреннего действия с нештатной радиационной ситуацией (НРС), сопровождающийся ранним и напорным динамическим попаданием в атмосферу продуктов взрыва в газо-и парообразной фазе, обусловленным случайным нарушением нормального процесса проведения испытания или не предусмотренными проектом его последствиями, которые могли привести или приводили к облучению людей выше установленных норм или к материальному ущербу [1].



Всего на Семипалатинском полигоне было проведено 340 испытаний: 209 в штольнях и 131 в скважинах. Из числа этих взрывов 179 (52,6%) классифицируются как ВКП, 145 взрывов (42,6%) как ВНК со слабым истечением РБГ и 12 взрывов (3,5%) как взрывы с нештатной радиационной ситуацией ВНК (НРС)[1–3].

На Новоземельском полигоне было проведено 39 ядерных испытаний, из них 6 в скважинах. При 14 испытаниях (36%) истечения РБГ не было. 23 испытания сопровождались просачиванием в атмосферу РБГ, без остаточного загрязнения. При 2 испытаниях отмечалась нештатная радиационная ситуация [3–4].

Для разработки методик обнаружения РБГ целесообразно рассматривать процессы истечения РБГ при взрывах неполного камуфлета (ВНК), сопровождающиеся незначительным истечением благородных газов. Анализируя данные [1], можно отметить, что из 127 камуфлетных взрывов в скважинах на Семипалатинском полигоне 44% относятся к категории ВКП, а 56% к категории ВНК (РБГ).

Таблица 1

**Распределение камуфлетных взрывов на Семипалатинском полигоне по характеру радиационной обстановки[1,2]**

Тип испытания	Число взрывов	ВКП	ВНК(РИГ)
Взрыв в скважине	127	56 (44%)	71 (56%)
Взрыв в штольне	209	126 (60%)	83 (40%)

При взрывах типа ВНК наблюдалось как раннее (до ~1 ч) начало истечения радионуклидов благородных газов, так и более позднее — от 1 час до 28 час после взрыва. Иногда просачивание газов продолжалось в течение нескольких суток, причем оно протекало попеременно через устье штольни или эпицентральной зону в зависимости от разности температур воздуха в штольне и снаружи, а также атмосферного давления. Истечение радиоактивных газов в штольневых опытах происходило через трещины эпицентральной зоны, реже — через устье испытательной штольни, в скважинных опытах — через оголовок испытательной скважины, трещины эпицентральной зоны, затрубное пространство.



Рассмотрим несколько примеров развития радиационной ситуации

Взрыв в штольне В-1 (11.10.61). Это было первое подземное ядерное испытание, проведенное 11 октября 1961 г., т.е. еще до подписания Московского договора 1963 о запрещении ядерных испытаний в трех средах. Мощность этого взрыва была равной 1 кт. В связи с поздним (через 3–4 часа, [5]), малоинтенсивным истечением радиоактивных инертных газов через эпицентральной зону и забивочный комплекс, взрыв В-1 классифицируется как взрыв неполного камуфлета (ВНК). Однако существенного остаточного загрязнения зоны портала штольни и эпицентральной зоны не произошло.

Взрыв в штольне 19 (25.03.67). Продукты взрыва в атмосфере не обнаружены. Выход продуктов взрыва в виде РБГ был поздним и малоинтенсивным. Испытание характеризуется как взрыв полного внутреннего действия ВНК (РБГ) с развитием малоинтенсивного процесса истечения РБГ в эпицентральной зоне при температуре наружного воздуха  $T_n$  больше, чем внутри штольни  $T_v$ . Через 5 часов после взрыва уровень МД в эпицентральной зоне, где наблюдались трещины не превышал 4 мЗв/час [6].

Взрыв в штольне 18 (04.08.67) Примерно через 7,5 часов произошло позднее истечение РБГ с выходом через портал штольни, в результате чего мощность дозы излучения в районе портала кратковременно достигала 15 мЗв/час.

Взрыв в штольне 184 (14.08.81). Данное испытание классифицируется как ВНК (РБГ). Через 10 мин после взрыва произошло раннее истечение РБГ в эпицентральной зоне, мощность дозы гамма-излучения не превышала 120 мЗв/час. Характер истечения был обусловлен неоптимальным выбором приведенной глубины заложения и разницей температур наружного и внутреннего воздуха, составлявшей 12 °С. Такой процесс в летний период прогнозировался.

Взрыв в скважине 1366 (12.02.89). Данное испытание классифицируется как ВНК (РБГ). Истечение газообразных радиоактивных продуктов началось примерно через 2 часа по пробоотборным магистралям, а затем через полтора часа газы стали выходить в эпицентральной зоне по трещинам. Струя радиоактивных газов распространялась в слое 50–200 м от поверхности земли. На следующий день струя регистрировалась на удалении 230 км от места взрыва. На 4-й день после взрыва мощность дозы в поселке, отстоящем на удалении 100 км (поселок Комсомольский),



не отличалась от фоновой. Анализ газов, отобранных из трещин в эпицентральной зоне показал, что в пробах присутствуют только  $^{133}\text{Xe}$  и  $^{135}\text{Xe}$ . В населенных пунктах за все время истечения концентрация РБГ была менее 4 Бк/л. По данным авиационной разведки (они представлены в таблице 2) истечение в районе эпицентра отмечалось в течение 4 суток [3, стр193].

Таблица 2.

**Мощность дозы гамма-излучения на высоте 100 м от эпицентра взрыва в скважине 1366 (14.02.89) [3]**

Время после взрыва	Мощность дозы, мР/час
50 мин	Фон
5 час 10 мин	0,09
5 час 17 мин	200
5 час 19 мин	100
5 час 22 мин	300
6 час 10 мин	100
23 час	25
29 час 26 м	50
47 час 55	15
72 час 36 мин	0,5
96 час 13 мин	0,05
96 час 33 мин	0,2

В общем же, истечение газов в большинстве случаев было малоинтенсивным. Так в ряде испытаний в скважинах выход РБГ наблюдался на поверхности, но не мог быть обнаружен приборами авиационной разведки. В других случаях (11 испытаний) струя газов распространялась не далее чем на несколько км.

При испытаниях на Новоземельском полигоне при 11 испытаниях струя выходила за пределы полигона, при этом суммарная активность вышедших РБГ превышала  $4 \cdot 10^{14}$  Бк. Максимальная суммарная активность не превышала  $10^{17}$  Бк (1 испытание). Если общая активность была меньше  $10^{13}$  Бк, то РБГ за пределами полигона не обнаруживались. Примерно в половине испытаний истечение газов начиналось в интервале 5–20 минут [4].

При осуществлении мирных ядерных взрывов иногда наблюдалось истечение РБГ. По программе сейсмозондирования земной коры было проведено 39 ПЯВ мощностью от 2 до 23 кт в скважи-



нах на глубине 400–1000 м [7]. В 22 экспериментах не наблюдалось никакого поступления радиоактивных веществ на дневную поверхность. Здесь была достигнута полная камуфлетность (герметичность) взрывов. В редких случаях происходило просачивание радиоактивных благородных газов по кабелям подрыва. Мощность дозы гамма-излучения вплотную к кабелю составляла не более 1–5 мкГр/ч. Обычно просачивание начиналось через 1–3 часа после взрыва и продолжалось несколько суток, если своевременно не принимались меры по герметизации [8]. Поскольку из-за своей незначительности оно не представляло опасности ни для персонала, ни для населения, то и эти взрывы относятся к классу ВКП.

В ряде случаев имело место слабонапорное истечение радиоактивных газов через: затрубное пространство технологической скважины (объекты «Глобус-3», «Батолит-1»), разгерметизированный ствол технологической скважины (объект «Тахта-Кугульта», скважина «2Тк» на объекте «Лира»). В таблице 3 представлены данные наблюдений и измерений на площадке «Галит» в период проведения взрывов, при которых наблюдалось самопроизвольное истечение газов.

Радиационная обстановка в эпицентральной зоне взрыва в штольне горного массива Куэльпорр, взрыв «Днепр-2» (Мурманская область, 1984 г) оставалась фоновой в течение 8 часов после взрыва. Затем началось слабонапорное истечение радиоактивных продуктов, носившее импульсный характер и длившееся 10 дней. Истечение радиоактивных газов происходило по трещинам на поверхности горы [8,11].

Представленные экспериментальные данные свидетельствуют о значительной доле взрывов, при которых происходило истечение радиоактивных благородных газов с различной интенсивностью и длительностью. Каналы истечения также имели различный характер.

Специфика проведения ядерных испытаний была такова, что контроль за истечением радиоактивных газов осуществлялся с точки зрения соблюдения радиационной безопасности персонала и населения за пределами полигонов и экспериментальных площадок. Поэтому применявшиеся в то время приборы и методики имели чувствительность определения концентрации  $^{133}\text{Xe}$  на уровне порядка  $\sim 400$  Бк/м<sup>3</sup>, что существенно ниже, чем чувствительность приборов нового поколения. По этим причинам сейчас трудно сказать в течение какого промежутка времени происходило истечение РБГ до концентрации порядка 1 мБк/м<sup>3</sup>.



**Характеристики истечения газов при некоторых подземных ядерных взрывах на площадке «Галит» [7, 9–11]**

Параметр	Взрывы в скважине		
	А-1	А-II	А-VIII
Год проведения	1966	1968	1979
Глубина, м	161	600	995
Мощность, кт	1.1	27	65
Начало истечения, час	0.2	0.5	0.7
Длительность истечения	20 дн.	9 дн.	26 час
Суммарная активность РБГ, Бк	$7 \cdot 10^{15}$	$2 \cdot 10^{17}$	$1,5 \cdot 10^{17}$
Объемная активность, $^{133}\text{Xe}$ , Бк/л	–	$0,4 \cdot 10^{10}$	$3,7 \cdot 10^{10}$

Результаты наших расчетов показывают, что при чувствительности полевой аппаратуры определения РБГ, равной 1 мБк/м<sup>3</sup> по  $^{133}\text{Xe}$ , имеется высокая вероятность обнаружения факта в атмосферном воздухе истечения РБГ из зоны подземного взрыва даже через 1–1,5 месяца после его проведения на расстояниях до 100 км [12]. Представляется необходимым провести аналогичные расчеты для взрывов в скважине, а также рассчитать возможные концентрации РБГ в подпочвенном газе в случае проведения взрыва в скважине.

Можно утверждать, что для скрытного проведения подземного ядерного взрыва, исключаяющего истечение РБГ, необходимо обладать специальными технологиями и большим инженерно-техническим потенциалом, что возможно для страны, имеющей большой опыт в этом направлении. Первые же подземные испытания, как показала практика, происходили, как правило, с истечением, по крайней мере, РБГ.

Таким образом, есть основания надеяться, что в случае проведения скрытого взрыва, осуществленного в вертикальной скважине и без явного истечения радиоактивных газов, пробы подпочвенного газа должны содержать следы РБГ. При инспекции скрытого взрыва, проведенного в горизонтальных выработках горного массива, следует ориентироваться на анализ проб атмосферного воздуха в инспектируемом районе.

Исследования, проведенные на Семипалатинском полигоне летом 1989 г., показали, что на испытательной площадке, где проводились взрывы в скважинах на приведенной глубине 120 м/кт<sup>1/3</sup>, наблюдалось значительное превышение активности (на 2–3 порядка) по сравнению со среднеконтинентальным фо-



новым значением. Это превышение наблюдалось через 1–2 месяца после взрывов [13].

Через 2 месяца после взрыва полного камуфлета на удалении до 200 м от центральной скважины концентрация Хе –133 значительно превышала фоновые значения. В почвенном воздухе также может присутствовать  $^{131m}\text{Xe}$ . Отношение активности  $^{131m}\text{Xe}$  к  $^{133}\text{Xe}$  возрастает со временем. Причем этот признак сохраняется довольно долго, т.к. предшественник  $^{131m}\text{Xe}$  йод –131 имеет период полураспада 8 дней. Так например, концентрация  $^{131m}\text{Xe}$  порядка 5–15 Бк/м<sup>3</sup> отмечалась на удалении 100–500 м от скважины через полгода после взрыва [14].

Мы здесь привели некоторые примеры истечения РБГ при подземных ядерных взрывах, проведенных в СССР. Истечения РБГ также имели место при ядерных испытаниях в США и Франции [15, 16].

### Список литературы

1. В. В. Горин, Г. А. Красилов, А. И. Куркин и др. Семипалатинский полигон: Хронология подземных ядерных взрывов и их первичные радиационные эффекты (1961–1989 гг.) Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. 1989 г., №9, специальный выпуск, стр. 21–32. Москва, ЦНИИАтоминформ, 1993.

2. Испытания ядерного оружия и ядерные взрывы в мирных целях СССР 1949–1990 гг. Редактор В. Н. Михайлов. Российский федеральный ядерный центр — ВНИИЭФ, г. Саров, 1996 г.

3. Ядерные испытания СССР, т. 2. Технология ядерных испытаний. Воздействие на окружающую среду. Под редакцией В. Н. Михайлова. РФЯЦ ВНИИЭФ, Vegell-Atom, LLC, 1997.

4. Ядерные взрывы в СССР. Северный испытательный полигон. Справочная информация. Ред. В. Н. Михайлов, Ю. В. Дубасов, А. М. Матущенко, издание 2-е, ННПО «Радиевый институт», С.-Петербург, 1999.

5. Ядерные испытания СССР, Семипалатинский полигон. Под редакцией В. А. Логачева, Н. П. Волошина, А. К. Гуськовой, С. А. Зеленцова и др. Москва, 1997, стр.273.

6. Dubasov Yu.V. Underground Nuclear Explosions and Release of Radioactive Noble Gases. Pure Appl. Geophys, 167(2010)455–461

7. Ядерные взрывы в СССР, выпуск 4. Мирное использование ядерных взрывов. Под редакцией В. Н. Михайлова, О. Л. Кедровского, А. С. Кривоухатского. ВНИПИПромтехнологии, НПО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина», Москва, 1994.



8. Ю. В. Дубасов. Вещественные изменения горных пород при подземных ядерных взрывах и радиоактивное загрязнение горного массива. Заключительный отчет по проекту МНТЦ № 520–97, С.-Петербург.

9. В. Б. Адамский и др. Мирные ядерные взрывы на солянокупольном месторождении Большой Азгир, ИЯФ НЯЦ РК, ВНИПИ-Промтехнологии, Алматы, 1998.

10. А. С. Кривохатский, Ю. В. Дубасов, В. С. Дубровин, В. Г. Савоненков и др. Анализ и поэтапная реконструкция радиационной обстановки в районе объекта «Галит» для оценки возможного облучения жителей близлежащих населенных пунктов за все время существования объекта «Галит». Отчет НПО «Радиевый институт им. В. Г. Хлопина», С.-Петербург, 1994.

11. Ядерные испытания СССР. Мирные ядерные взрывы, обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении. Под редакцией Н. П. Волошина, Ю. В. Дубасова, В. А. Логачева и др. ИздАт, М., 2001.

12. Chernyshev A. K., E. I. Biryukov, Yu.V.Dubasov et al. The Assessment of  $^{133}\text{Xe}$  and  $^{133\text{m}}\text{Xe}$  Detection Possibility for On-Site Inspection. Report for 8<sup>th</sup> Workshop On-Site Inspection, 2002, 24–28 June, Vienna, Austria

13. Ю. В. Дубасов, Е. И. Бирюков, Ю. С. Попов. Радионуклидный метод обнаружения скрытого ядерного взрыва при инспекции на месте. Доклад на 1 Рабочем совещании по инспекции на местах, Вена, Австрия, 28 июля-1 августа 1997.

14. Dubasov Yu.V. Development of Radioactive Noble Gases Sampling and Measurement System for OSI. Report for 9<sup>th</sup> Workshop On-Site Inspection, 2003, 30 June –04 July 2003, City of Hiroshima, Japan

15. Hawkins W. Containment of underground nuclear tests. Presentation for Noble Gas Workshop, 2007, 5–9 November, Las Vegas, NV, USA

16. The Radiological Situation at the Atolls of Mururoa and Fangataufa. Report by an International Advisory Committee. Main Report. Vienna: IAEA, 1998.



## **РАДИАЦИОННЫЙ КОНТРОЛЬ И МОНИТОРИНГ В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ: РЕЗУЛЬТАТЫ И НАПРАВЛЕНИЯ РАЗВИТИЯ**

О. М. Жукова, М. Г. Герменчук

*Республиканский центр по гидрометеорологии,  
контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу  
окружающей среды, Республика Беларусь, г. Минск*

### **Введение**

До катастрофы на Чернобыльской АЭС ответственность за проведение радиационного мониторинга в Беларуси лежала на Белгидромете, входившем в состав Государственного комитета по гидрометеорологии СССР. Сеть радиационного мониторинга состояла из 8 пунктов наблюдений за радиоактивными выпадениями из атмосферы (с использованием горизонтальных планшетов), расположенных в городах Барановичи, Брест, Витебск, Гомель, Гродно, Минск, Могилев, Пинск.

Имеющаяся в 1986 г. сеть радиационного мониторинга позволила оценить динамику уровней мощности дозы гамма-излучения (МД) и концентрации йода-131 и цезия-137 в пунктах наблюдений в первые дни после катастрофы на Чернобыльской АЭС. Максимальные уровни МД были зафиксированы 30 апреля 1986 г. на метеостанции г. Брагин и составили 48 мР/ч.

После катастрофы на Чернобыльской АЭС сеть пунктов наблюдений радиационного мониторинга была значительно расширена, введены дополнительные пункты наблюдений за радиоактивным загрязнением атмосферного воздуха, организована сеть пунктов наблюдений за радиоактивным загрязнением поверхностных вод и почвы.

В 1991 г. был принят Закон Республики Беларусь «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС», в котором законодательно закреплены функции БелГидромета: проведение общей оценки радиационной обстановки на территории республики (радиационный мониторинг), методическое руководство и ведение банка данных о радиоактивном загрязнении территории Республики Беларусь.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению цезием-137 с уровнями более 37 кБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) подверглось 23% территории Республики Беларусь площадью 46,45 тыс. км<sup>2</sup>.



## 1. Система радиационного мониторинга

Все работы по радиационно-экологическому мониторингу, включая проведение отбора проб и выполнение испытаний, осуществляется в строгом соответствии с требованиями нормативных правовых актов и технических нормативных правовых актов, метрологически аттестованных и внесенных в Перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению на территории Республики Беларусь.

Измерения проводятся с использованием поверенных (аттестованных) средств измерения и испытательного оборудования, внесенных в Реестр средств измерения и испытательного оборудования, допущенных к применению на территории Республики Беларусь.

Лаборатории Белгидромета аккредитованы на соответствие требованиям «СТБ ИСО/МЭК 17025 Общие требования к компетентности испытательных и калибровочных лабораторий», имеют лицензию на проведение работ по радиационному мониторингу и контролю.

### *1.1 Радиационный мониторинг атмосферного воздуха*

В настоящее время сеть пунктов наблюдений радиационного мониторинга атмосферного воздуха включает 45 пунктов измерения МД, 27 пунктов наблюдений, где осуществляется отбор проб радиоактивных выпадений из приземного слоя атмосферы посредством горизонтальных планшетов; 7 пунктов наблюдений, где осуществляется отбор проб радиоактивных с использованием фильтровентиляционных установок.

Существующая сеть пунктов наблюдений радиационного мониторинга атмосферного воздуха позволила зафиксировать наличие в атмосферном воздухе Республики Беларусь радионуклиды, выброшенные в окружающую среду из аварийного реактора АЭС «Фукусима-1». Как и в странах Европы, следы йода-131, впервые были обнаружены 22 марта 2011 г. в пункте наблюдений г. Браслав, Витебская область. К 25 марта йод-131 идентифицировался уже на всех 7 пунктах наблюдений за радиоактивными аэрозолями приземного слоя атмосферы (гг. Минск, Мозырь, Могилев, Мстиславль, Пинск, Браслав). Динамика содержания йода-131 в атмосферном воздухе на пунктах наблюдений представлена на рис. 1.

В период наблюдений было зафиксировано два пика концентраций йода-131: первый пик отмечен 29–31 марта, второй — 3–4



апреля. Максимальные уровни содержания йода-131 наблюдались 3 апреля 2011 г. в гг. Могилев и Мстиславль. Наблюдавшиеся уровни содержания этого радионуклида в атмосферном воздухе были в миллионы раз ниже уровней вмешательства, предусмотренных Нормами радиационной безопасности НРБ-2000. Необходимо отметить, что столь низкие активности радионуклидов могли быть обнаружены благодаря тому, что сеть наблюдений радиационного мониторинга Белгидромета оснащена высокопроизводительными фильтровентиляционными установками, позволяющими прокачивать большие объемы воздуха, а лаборатории оснащены высокочувствительными гамма-спектрометрами, позволяющими определять столь низкие активности радионуклидов в объектах окружающей среды.

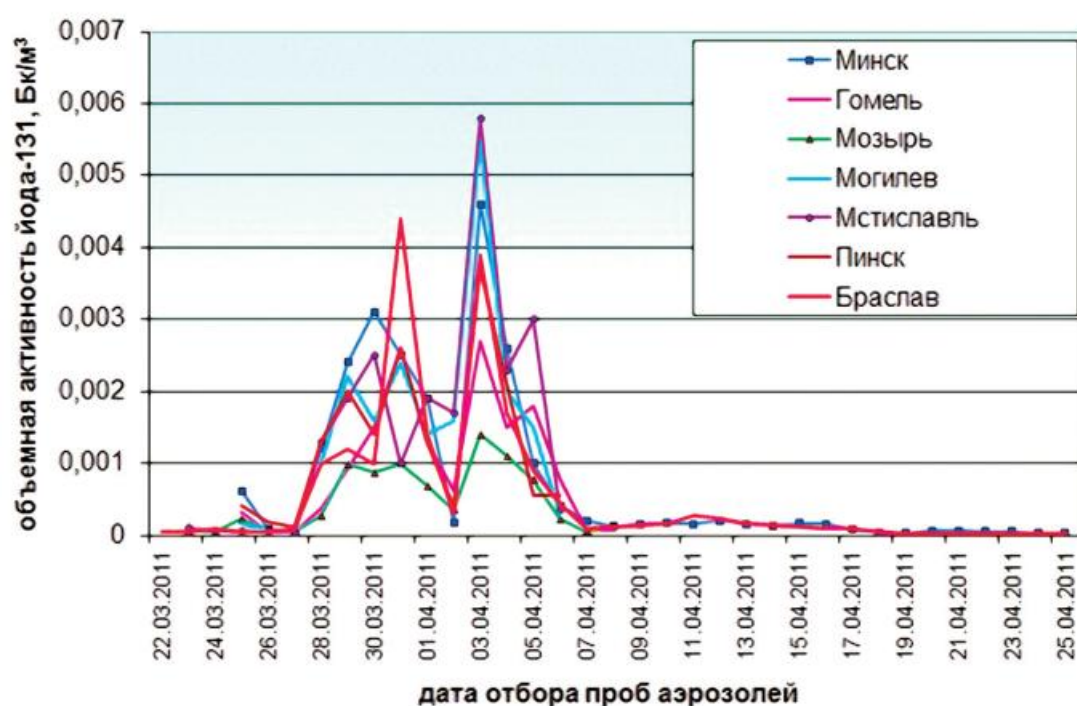


Рисунок 1. Динамика изменения объемной активности йода-131 в пробах аэрозолей приземного слоя атмосферы за период 22 марта — 18 апреля 2011 г.

Кроме изотопов йода-131 в пробах аэрозолей были также идентифицированы цезий-134 и цезий-137, однако активности этих радионуклидов были значительно ниже, чем активности йода-131.

Данные о содержании йода-131 в атмосферном воздухе передавались в Минздрав Республики Беларусь, на их основе был проведен расчет доз облучения щитовидной железы населения



Беларуси. Расчеты показали, что при наблюдавшихся концентрациях йода-131 в воздухе дозы облучения щитовидной железы детей (критическая группа) в миллионы раз меньше критерия для проведения мероприятий по защите щитовидной железы при радиационных авариях.

В 2015 году на радиоактивно загрязненных территориях было зафиксировано несколько крупных лесных пожаров, как на территории Украины, так и на территории Республики Беларусь. Результаты наблюдений радиационного мониторинга на территории Брестской и Гомельской области в этот период показали, что в августе 2015 г. среднемесячное значение объемной активности цезия-137 в г. Мозырь составило  $13,1 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>, что превысило фоновые значения ( $2,0 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>) для этого пункта наблюдения в 6,5 раз, в Пинске —  $3,0 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>, что превысило фоновые значения ( $0,5 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>) в 6 раз.

Однако следует отметить, что полученные значения объемной активности цезия-137 значительно ниже допустимого уровня содержания цезия-137 в воздухе согласно Гигиеническому нормативу «Критерии радиационного воздействия», утвержденному Постановлением Минздрава Республики Беларусь 28.12.2012 № 213.

Данное повышение активности цезия-137 в атмосферных аэрозолях практически не привело к увеличению дозы облучения населения.

При возникновении чрезвычайных ситуаций сеть мониторинга атмосферного воздуха переходит в ежедневный режим работы. В пробах радиоактивных аэрозолей ежедневно измеряются гамма-излучающие радионуклиды (при нормальной работе измерения проводятся в объединенной пробе за месяц).

### *1.2 Радиационный мониторинг поверхностных вод*

Радиационный мониторинг поверхностных вод осуществляется на реках и озерах Республики Беларусь на территориях, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Сеть включает 6 пунктов наблюдений на реках (Днепр (н.п. Речица), Припять (н.п. Мозырь), Сож (н.п. Гомель), Ипуть (н.п. Добруш), Беседь (н.п. Светиловичи), Нижняя Брагинка (н.п. Гдень), а также пункт наблюдений на оз. Дрисвяты (н.п. Дрисвяты) в зоне воздействия Игналинской АЭС.

Отбор проб проводится на гидрологических створах один раз в квартал с одновременным измерением расходов воды. В лабораториях пробы анализируются на содержание <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr.



Радиационная обстановка на контролируемых водных объектах остается стабильной. В таблице 1 представлены значения среднегодовой объемной активности радионуклидов в поверхностных водах контролируемых рек.

Таблица 1

**Среднегодовая объемная активность радионуклидов в поверхностных водах контролируемых рек в 2015 г.**

Пункт наблюдений	Среднегодовая объемная активность, Бк/дм <sup>3</sup>	
	цезий-137	стронций-90
Ипуть (г. Добруш)	0,053	0,030
Сож (г. Гомель)	0,023	0,030
Днепр (г. Речица)	0,010	0,010
Беседь (д. Светиловичи)	0,031	0,030
Припять (г. Мозырь)	0,003	0,001

В 2015 году среднегодовые концентрации цезия-137 и стронция-90 в контролируемых реках, за исключением р.Нижняя Брагинка, были значительно ниже гигиенических нормативов, предусмотренных Республиканскими допустимыми уровнями для питьевой воды (РДУ-99 для цезия-137–10 Бк/дм<sup>3</sup>, для стронция-90–0,37 Бк/дм<sup>3</sup>).

За счет динамичных процессов водного переноса, седиментации взвесей на дно водоемов и естественного распада концентрации цезия-137 в больших и средних реках значительно уменьшились. Однако в поверхностных водах большинства контролируемых рек активность цезия-137 и стронция-90 выше доаварийной.

В поверхностных водах р. Нижняя Брагинка (д. Гдень) фиксируется более высокое содержание цезия-137 и стронция-90 по сравнению с другими контролируруемыми реками. Это объясняется тем, что водосбор р. Нижняя Брагинка частично находится в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС, и более высокое содержание радионуклидов в воде этой реки обусловлено их смывом с водосбора.

Среднегодовые концентрации цезия-137 в воде р. Нижняя Брагинка (д. Гдень) как правило, не превышают РДУ-99, в то время как среднегодовые концентрации стронция-90 превышают допустимые уровни в 2–5 раз. Увеличение объемной активности



стронция-90 наблюдается в период весенне-осенних половодий, когда в результате затопления загрязненных участков пойм происходит смыв этого радионуклида с водосбора реки.

### *1.2.1 Трансграничный радиационный мониторинг поверхностных вод*

В первые несколько лет после аварии на ЧАЭС наблюдался заметный трансграничный перенос (Россия-Беларусь)  $^{137}\text{Cs}$  с водами рек Ипуть и Беседь, в настоящее время он незначителен. В целом, вынос цезия-137 поверхностными водами этих водных объектов составляет около 1% от его общих запасов на водосборных площадях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС.

В настоящее время цезий-137 в основном находится в нерастворенной форме и смыв его с водосборов происходит не в растворенном состоянии, а с твердым материалом.

Трансграничный перенос цезия-137 р. Припять значительно уменьшился по сравнению с первым периодом после катастрофы на ЧАЭС. Вынос цезия-137 через створ граница Беларусь — Украина возрастает более чем на порядок по сравнению с выносом через створ г. Мозырь. Это происходит за счет более интенсивного смыва радионуклидов с территории водосбора реки, находящегося в 30-км зоне ЧАЭС.

По сравнению с 1987 годом вынос цезия-137 водами Припяти (граница Беларусь-Украина) уменьшился в 2015 году более чем в 40 раз.

Суммарный вынос цезия-137 поверхностными водами р. Припять (створ граница Беларусь — Украина) за период 1987–2014 гг. составил 37,36 ТБк (расчет выноса за 1986–1999 годы проводился по данным УкрНИГМИ, за 2000–2014 годы — по данным Белгидромета).

Трансграничный вынос стронция-90 колеблется в зависимости от степени годового затопления берегов р. Припять. Суммарный вынос этого радионуклида р. Припять (створ граница Беларусь — Украина) за период 1987–2014 гг. составил 75,19 ТБк.

### *1.3 Радиационный мониторинг почв*

Сеть радиационного мониторинга почв включает 39 пунктов наблюдений, на которых проводится оценка радиоактивного загрязнения почвы (реперные площадки) и 10 пунктов наблюдений за вертикальной миграцией радионуклидов (ландшафтно-геохимические полигоны).



Результаты мониторинга свидетельствуют, что основной запас радионуклидов спустя 30 лет после аварии на ЧАЭС находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы.

## **2. Радиационный контроль населенных пунктов**

Согласно Закону Республики Беларусь «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС» Белгидромет готовит проект Перечня населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения, который утверждается постановлением Советом Министров Республики Беларусь и пересматривается один раз в пять лет, и карты радиационной обстановки на территории Республики Беларусь (карта загрязнения территории цезием-137, стронцием-90).

В соответствии с действующим в настоящее время «Перечнем населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения», утвержденным постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 11 января 2016 г. № 9, к территории радиоактивного загрязнения относятся 19 районов Гомельской области, 13 районов Могилевской области, 4 района Брестской области, 10 районов Минской области и 3 района Гродненской области. В соответствии с Перечнем в зонах радиоактивного загрязнения находится 2193 населенных пункта.

За 30 лет после Чернобыльской катастрофы из зоны радиоактивного загрязнения было выведено 1320 населенных пунктов.

В таблице 2 представлена информация о площадях радиоактивного загрязнения в разрезе областей в зависимости от уровней загрязнения территории.

За период с 1986 по 2015 год площадь территории загрязнения цезием-137 с уровнями более 37 кБк/м<sup>2</sup> (более 1 Ки/км<sup>2</sup>) уменьшилась в 1,7 раза и по состоянию на 2016 г. составляла 13,4% от общей площади республики.

Действующий в настоящее время «Перечень населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения» утвержден постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 11 января 2016 г. № 9. В соответствии с Перечнем в зонах радиоактивного загрязнения находится 2193 населенных пункта. Количество населенных пунктов по сравнению с Перечнем территорий (населенных пунктов и других объектов), относящихся к зонам радиоактивного загрязнения, утвержденным постановлением Совета Министров Республики Беларусь от



Таблица 2.

**Загрязнение территории Республики Беларусь цезием-137 в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС по состоянию на 1 января 2015 г.**

Республика, область	Загрязнено территории, всего		В том числе с уровнем загрязнения территории			
	тыс. км <sup>2</sup>	% от общей площади	37-185 кБк/м <sup>2</sup> (1-5 Ки/км <sup>2</sup> )	185-555 кБк/м <sup>2</sup> (5-15 Ки/км <sup>2</sup> )	555-1480 кБк/м <sup>2</sup> (15-40 Ки/км <sup>2</sup> )	1480 кБк/м <sup>2</sup> (40 и < Ки/км <sup>2</sup> )
Республика Беларусь, в том числе:	27,9	13,4	19,6	6,52	1,45	0,32
Брестская область	1,95	5,9	1,9	0,04	-	-
Гомельская область	17,4	43,1	11,53	4,63	0,92	0,32
Гродненская область	0,46	1,8	0,46	-	-	-
Минская область	0,61	1,5	0,61	<0,01	-	-
Могилевская область	7,48	25,8	5,10	1,85	0,53	-

1 июня 1992 г. № 328, уменьшилось на 1320 населенных пунктов, или на 37,3%.

После утверждения очередного Перечня готовятся и издаются карты радиационной обстановки на территории Республики Беларусь.

*3. Автоматизированные системы контроля радиационной обстановки*

Опыт Чернобыльской аварии обусловил необходимость создания автоматизированных систем радиационного контроля (АСРК) для обеспечения оперативного радиационного контроля в районах размещения АЭС при их нормальной эксплуатации и при возникновении аварийных ситуаций и информирования населения и органов государственного управления о радиационной обстановке.

В настоящее время в зонах влияния Чернобыльской, Смоленской, Ровенской и Игналинской АЭС, расположенных от границы Республики Беларусь в 12 км, 75 км, 65 км, 4 км соответственно, функционируют 4 АСРК.

Постоянно осуществляется обмен данными о радиационной обстановке в автоматическом режиме с Российской Федерацией. Обмен данными о текущей радиационной обстановке в приграничных рай-



онах России и Беларуси, в том числе в районе размещения Смоленской и Белорусской АЭС, выполняется в соответствии с «Планом совместной оперативно-производственной деятельности в рамках комитета Союзного государства по гидрометеорологии и мониторингу загрязнения природной среды». Белгидромет передаёт данные ежесуточных измерений МД с 32 метеостанций, расположенных на территории РБ. Кроме того, российской стороне в режиме реального времени передаются данные измерения мощности дозы от 5 автоматизированных пунктов измерения МД, расположенных в Могилевской области, в районе размещения Смоленской АЭС, частота измерений — раз в 10 мин.

#### **4. Радиационный мониторинг в районе размещения Белорусской АЭС**

##### *4.1 Создание сети радиационного мониторинга*

К настоящему времени разработана программа радиационного мониторинга в районе расположения Белорусской АЭС, включающая перечень пунктов и регламент наблюдений, перечень контролируемых радионуклидов (как естественных, так и техногенных).

С 2008 года проводится набор статистически обоснованного массива данных о фоновом содержании радионуклидов в объектах окружающей среды.

Пункты наблюдений радиационного мониторинга атмосферного воздуха выбирались с учетом метеорологических условий в районе размещения АЭС, полученных на основе многолетних климатических рядов наблюдений, плотности населения, наличия подъездных путей и источников электроснабжения. Пункты наблюдений радиационного мониторинга поверхностных вод определены на основе анализа данных рекогносцировочного обследования водных объектов с учетом информации о гидрографических, основных морфометрических и гидрологических характеристиках рек, протекающих в районе размещения Белорусской АЭС. Пункты наблюдений за вертикальной миграцией радионуклидов выбирались на основе результатов генерализации почв в районе размещения АЭС с учетом типичных ландшафтно-геохимических комплексов, характерных для данной местности.

В районе размещения Белорусской АЭС функционирует базовый комплекс автоматизированной системы контроля радиационной обстановки (АСКРО), состоящий из 3 автоматических пун-



ктов измерения (АПИ), оснащенных датчиками мощности дозы гамма-излучения (МД) и датчиками измерения метеорологических параметров. Кроме того, АПИ дооснащены спектрометрическими датчиками, позволяющими идентифицировать гамма-излучающие радионуклиды и обладающими большей чувствительностью по сравнению с датчиками МД. Наличие таких датчиков позволяет обнаруживать изменение радиационной обстановки даже при незначительных аварийных выбросах радионуклидов в атмосферный воздух.

Данные 3-х АПИ, установленных в н.п. Гервяты, Михалишки, Трокеники, в непрерывном режиме поступают на сервер в Белгидромет.

#### *4.2 Результаты наблюдений радиационного мониторинга*

За период 2007–2015 гг. уровни МД в пунктах наблюдений, расположенных вблизи площадки строительства Белорусской АЭС, находились в пределах 0,08–0,12 мкЗв/ч, значения суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений из приземного слоя атмосферы находились в пределах 0,4–1,7 Бк/м<sup>2</sup>×сут, что соответствует средним многолетним установившимся значениям.

Результаты экспедиционных обследований, проведенные в 2012–2015 гг., показывают, что в пробах аэрозолей приземного слоя атмосферы объемная активность <sup>137</sup>Cs была ниже минимально детектируемой активности (0,5Е-06 Бк/м<sup>3</sup>).

Объемная активность цезия-137 в р.Вилия и ее притоках находилась в пределах 0,002–0,007 Бк/дм<sup>3</sup>, стронция-90 — в пределах 0,001–0,004 Бк/дм<sup>3</sup>. Содержание цезия-137 в донных отложениях исследованных рек находилось в пределах 0,4–2,8 Бк/кг, что практически соответствует уровню глобальных выпадений этих радионуклидов.

Поверхностная активность цезия-137 в почве района строительства Белорусской АЭС находилась на уровне глобальных выпадений и составляла 0,4–2 кБк/м<sup>2</sup> (0,01–0,054 Ки/км<sup>2</sup>).

## **5. Направления развития радиационного мониторинга**

### *5.1 Район расположения Игналинской АЭС*

В районе размещения Игналинской АЭС осуществляется радиационный мониторинг воздуха, поверхностных вод (оз.Дрисвяты), почвы, функционирует АСРК.



Несмотря на то что Игналинская АЭС выводится из эксплуатации, вблизи границы Республики Беларусь ведется строительство нескольких радиационно-опасных объектов (комплекс объектов для хранения и захоронения радиоактивных отходов (РАО), промежуточное хранилище отработавшего ядерного топлива РБМК с блоков 1 и 2 Игналинской АЭС, новый комплекс по обращению с твердыми отходами и их хранению на Игналинской АЭС, могильник для короткоживущих очень низкоактивных отходов).

По многолетним климатическим данным в зоне расположения Игналинской АЭС около 100 дней в году преобладает северо-западный и западный перенос воздушных масс. В случае возникновения аварийной ситуации территория Республики Беларусь может подвергнуться радиоактивному загрязнению путем переноса радиоактивных веществ по воздуху. Кроме того, в силу существующих гидрографических и гидрологических условий сток поверхностных вод в районе строительства комплекса радиационно-опасных объектов с территории Литвы идет на территорию Беларуси. В случае выброса радиоактивности в окружающую среду именно по водным путям может произойти основное загрязнение водотоков Беларуси. Радионуклиды, попавшие в поверхностные воды трансграничных водных объектов (р. Дрисвята, оз. Дрисвяты), могут попасть в р. Прорва, протекающую по территории Беларуси, затем в систему Богинских озер, р. Дисна и далее — в Западную Двину и, еще далее, — в Рижский залив Балтийского моря

С целью получения достоверных данных для оценки воздействия на окружающую среду комплекса радиационно-опасных объектов, расположенных в районе размещения Игналинской АЭС, планируется развивать радиационный мониторинг в данном регионе в следующих направлениях:

- ввод дополнительных пунктов наблюдений на реках Прорва и Дрисвята;
- расширение перечня наблюдаемых параметров (определение трития и углерода-14 в объектах окружающей среды).

## *5.2 Район размещения Белорусской АЭС*

На стадии строительства Белорусской АЭС предполагается развивать радиационный мониторинг в следующих направлениях:



- включение в перечень наблюдаемых параметров трития и углерода-14 в объектах окружающей среды в районе размещения Белорусской АЭС;
- внедрение на сети пунктов наблюдений радиационного мониторинга отбора проб естественных выпадений из атмосферы с использованием баков-сборников (вместо марлевых планшетов без бортиков);
- введение в практику радиационного мониторинга межлабораторного сравнительного анализа получаемых фоновых данных с целью контроля качества получаемых данных;
- использование спектрометрических датчиков в составе комплекса АСКРО.



## КОМПЬЮТЕРНЫЕ КОМПЛЕКСЫ «ХРОМОСОМА», «ХРОМОСОМА — FISH» ДЛЯ МАССОВЫХ ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИХ ОБСЛЕДОВАНИЙ НАСЕЛЕНИЯ В ПОСТЧЕРНОБЫЛЬСКИЙ ПЕРИОД

Иванов В. И., Иванов Н. И., Лазарчик А. Н.

*Институт ядерных проблем Белорусского государственного  
университета, Республика Беларусь, г. Минск*

В настоящее время общепризнанным фактом является то, что хроническое воздействие на население низкодозовой радиации, обусловленной последствиями различного рода ядерных взрывов и техногенных катастроф, является причиной формирования генетической нестабильности, которая ведет не только к новообразованиям, но может быть также ответственна и за ряд ее отдаленных феноменов, реализующиеся на организменном уровне. Процессы малигнизации клеток и дальнейшей опухолевой прогрессии тесно связаны с реорганизацией генома, что во множестве случаев выражается структурными и численными абберациями хромосом, изменениями их отдельных областей (транслокациями), появлением клеточных клонов. В этой связи задача объективной оценки и прогноза цитогенетических изменений у населения, проживающего на пострадавших от чернобыльской катастрофы территориях, является чрезвычайно важной и требует проведения массовых цитогенетических обследований населения на популяционном уровне. В рамках данной задачи нами разработаны компьютерные цитогенетические комплексы «ХРОМОСОМА», «ХРОМОСОМА — FISH» для массовых цитогенетических обследований.

Комплексы «ХРОМОСОМА» [1, 2] представляют собой многофункциональную программно-аппаратную платформу для автоматизированного анализа биологических препаратов с использованием микроскопов рис. 1 и компьютерного двухкоординатного сканера рис. 2 для сканирования и оцифровки биопрепаратов на стеклах и чипах.

Комплексы предназначены для массовых микроскопических исследований в лабораторной клинической диагностике: **гистология и цитология** — анализ морфологической структуры гистологических и цитологических препаратов с целью выявления доброкачественных и злокачественных поражений ткани; **цитогенетика** — анализ кариотипа человека для выявления изолированных и множественных врожденных пороков развития, прена-



тальная цитогенетика — кариотипирование плодов человека на ранних стадиях эмбриогенеза с целью диагностики хромосомных болезней; цитогенетика эмбрионального развития человека — изучение функциональной активности отдельных хромосом или их сегментов и их влияния на процесс эмбриогенеза; **онкоцитогенетика** — исследования корреляций онкологического процесса с хромосомными aberrациями в опухолевых клетках, включая исследования с использованием флуоресцентных ДНК-маркеров (FISH-анализ); **радиационная медицина** — автоматизированное выявление и анализ специфических хромосомных aberrаций — маркеров радиационного воздействия, ретроспективное определение поглощенной биологической дозы радиоактивного излучения.



*Рисунок 1. Аппаратная конфигурация комплекса «ХРОМОСОМА» с микроскопом*



*Рисунок 2. Двухкоординатный компьютеризированный сканер комплекса «ХРОМОСОМА»*

### **Компьютерные алгоритмы поиска и обработки биопрепаратов**

Компьютерные алгоритмы приборов обеспечивают выполнение следующих функций:

- Оперативное выявление начальных стадий хромосомных болезней, требующих принятия решения по большому числу анализа метафазных пластинок хромосомных препаратов (более 1–2 тысяч на одного пациента) путем автоматического компьютерного сканирования и обработки хромосомных препаратов с определением координат местоположения метафазных пластинок: шаг сканирования 0,2 мкм; поле сканирования 25 x 85 мм.
- Автоматизацию измерения морфометрических параметров и классификации объектов гистологических и цитологиче-



ских биопрепаратов (длин, площадей, периметров, подсчет объектов по заданным дифференциальным признакам — размерам, цвету и т.п.) с разрешением не хуже 1 мкм.

– Автоматизированный анализ числовых и структурных aberrаций хромосом, построение кариотипа человека.

На рис. 3 приведен пример компьютерной разметки хромосом на оцифрованной метафазной пластинке с нахождением центромеры и плечевых индексов для кариотипирования хромосом по морфометрическим параметрам (Денверская классификация).



*Рисунок 3. Пример компьютерной разметки хромосом на оцифрованной метафазной пластинке с нахождением центромеры и плечевых индексов для кариотипирования*

Анализ и расчет параметров сложных форм хромосомопатий, обнаружение клонов клеток с хромосомными aberrациями — маркерами возможной опухолевой трансформации на молекулярном уровне методами FISH-анализа с использованием флуоресцентных ДНК-маркеров. Визуализацию местоположения и обработку отдельных сегментов хромосом в интерфазных ядрах (на стадии митотического цикла), когда эти ядерные сегменты еще не распознаются микроскопически: определение транслокаций — перенос участка хромосомы в новое положение на той же



или другой хромосоме; инверсий — разворотов участка хромосомы на 180 градусов при сохранении соединения с самой хромосомой; делеций — утрат части хромосомы; дупликаций — удвоение участка хромосомы, приводящее к избыточному содержанию копий гена в клетке.

### **Программно-математическое обеспечение приборов**

Программно-математическое обеспечение приборов имеет русскоязычный интерфейс и выполняет следующие функции:

- Электронную сканирующую микросъемку и ввод цифровых изображений биопрепаратов: гистологических, цитогенетических, включая препараты с ДНК-маркерами в компьютер. Оцифровка микроизображений препаратов осуществляется с использованием высокоразрешающих цифровых камер (3.5–18 Мегапиксел).
- Архивирование электронных изображений препаратов в компьютере, создание электронных атласов патологий и коллекций исходных изображений препаратов.
- Выбор из совокупности объектов произвольного объекта и измерение его геометрических параметров (диаметра, площади, периметра), определение количества объектов в заданной зоне или по заданным признакам. Расчет статистических параметров множества выделенных объектов.
- Ввод и обработку ряда разноспектральных изображений препаратов с флуохромно мечеными ДНК-маркерами (FISH-анализ) с автоматической и ручной коррекцией сдвига исходных изображений.
- Три метода суммирования разноспектральных изображений для получения результирующего изображения: простое суммирование, суммирование фрагментов и наложение фрагментов в результирующем изображении.
- Возможность независимого изменения параметров всех разноспектральных изображений: яркости, контраста, четкости и т.д.
- Выбор произвольного цвета для псевдоокраски исходных изображений.
- Возможность просмотра и редактирования как результирующего, так и любого исходного изображения биопрепарата.



- Автоматическую сегментацию изображения с выделением изолированных объектов, автоматическую разметку и измерение параметров выделенных объектов.
- Ручной полуавтоматический режим объединения разорванных объектов и разделения слипшихся или перекрывающихся объектов.
- Автоматическую классификацию и дефектацию хромосом по рассчитанным морфометрическим параметрам (структурным и числовым аберрациям).
- Автоматическое построение кариограммы по размеченным объектам метафазной пластинки с возможностью ручной классификации хромосом методом перетаскивания изображения хромосомы на ячейку кариограммы при помощи мыши.
- Построение цифровых идиограмм хромосом.
- Обнаружение и анализ кольцевых и дицентрических хромосом — маркеров радиоактивного воздействия и расчет поглощенной биологической дозы.
- Дефектацию и расчет статистических параметров хромосом по множеству метафазных пластинок (более 1000) для выявления хромосомных болезней на ранних стадиях.
- Программно-математическое обеспечение массового цитогенетического мониторинга населения и установления корреляционно-статистических взаимосвязей цитогенетического статуса индивидуума с общим состоянием организма и экологией территорий проживания.

Комплексы «ХРОМОСОМА» позволяют оперативно верифицировать индивидуальные и коллективные дозы лучевых нагрузок, прослеживать территориально-временную динамику цитогенетических нарушений, обнаруживать появление клонов клеток с хромосомными аберрациями — маркерами возможной опухолевой трансформации, выявлять категории населения цитогенетического и онкологического рисков, прогнозировать возможные отдаленные медико-генетические последствия хронического воздействия малых доз радиации и антропогенных факторов на организм человека в постчернобыльский период. Выявлять экологически неблагоприятные территории для проживания.



На базе шести комплексов «ХРОМОСОМА» нами создана Республиканская сеть компьютерного цитогенетического мониторинга населения Республики Беларусь (РБ).

На рис. 4 приведены результаты установочного цитогенетического мониторинга населения, проживающих в наиболее пострадавших от чернобыльской катастрофы районах Белоруссии путем оценки как стабильных хромосомных aberrаций методом классического цитогенетического анализа, так и нестабильных aberrаций методом флуоресцентной гибридизации *in situ* с ДНК-маркерами. Результаты мониторинга получены нами совместно с Гомельским РНПЦ радиационной медицины и экологии человека.

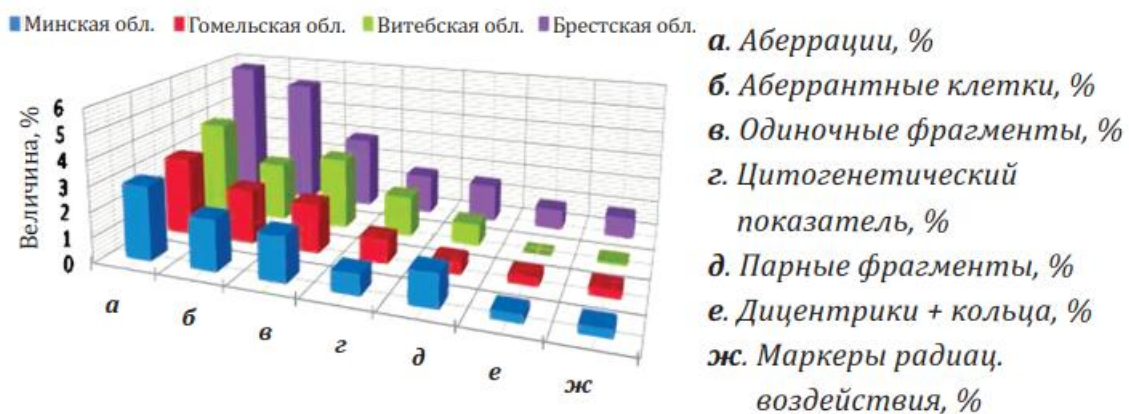


Рисунок 4. Результаты цитогенетического мониторинга населения РБ комплексами «Хромосома»

Комплексы «ХРОМОСОМА» и «ХРОМОСОМА — FISH» сертифицированы и разрешены к применению в медицинской практике Министерством здравоохранения Республики Беларусь, удостоены Золотой медали на Санкт-Петербургской выставке-конгрессе в 2016 году.

### Список литературы

1. Иванов В. И., Лазарчик А. Н. Концепция, задачи и результаты создаваемой сети компьютерного цитогенетического мониторинга населения Республики Беларусь в остчернобыльский период // *Фундаментальные и прикладные физические исследования*. Минск, 2009. С. 379–391.
2. Аппаратно-программный комплекс для компьютерной морфометрической, цитогенетической и FISH-диагностики «ХРОМОСОМА». Интернет-ресурс: <http://www.product.bsu.by/katalog/apparatno-programmnie-kompleksi-pribori-i-strojstva/medicinskie-pribori/>



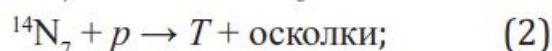
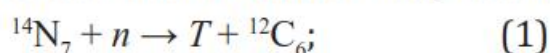
## ТРИТИЙ ТЕХНОГЕННЫЙ И ПРИРОДНЫЙ В АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКАХ НА ТЕРРИТОРИИ РОССИИ

Каткова М. Н., Гниломедов В. Д., Шестерикова Е. М.,  
Тарасенко А. О., Филатова А. Н.  
ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск

Основное количество техногенного трития поступило в атмосферу в период испытания ядерного оружия в атмосфере, продолжавшегося до конца 1980 года. В период испытаний сформировался стратосферный резервуар техногенного трития, влияние которого, наряду с природным тритием, образующимся в стратосфере под воздействием космического излучения, приводило к повышению концентрации трития в атмосферных осадках [1].

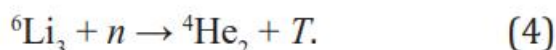
### 1. Источники трития

Тритий природный образуется в верхних слоях атмосферы в результате ядерных реакций, вызываемых столкновениями с молекулами воздуха быстрых протонов, нейтронной и дейтронов, входящих в состав космического излучения, например (1–3):



Атомы трития, образующиеся под действием космического излучения, переходят в молекулу воды в результате реакций радиационного окисления и изотопного обмена (НТО, DTO, T<sub>2</sub>O). Вертикальное перемешивание атмосферы и атмосферные осадки перемещают тритий в нижние слои атмосферы и на земную поверхность. Считается, что около 90% природного трития содержится в гидросфере, 10% в стратосфере и 0,1% в тропосфере [2].

Техногенный тритий образуется в ядерных реакторах различного назначения. Промышленное получение трития происходит, чаще всего, в результате облучения лития — <sup>6</sup>Li (4):



Тритий образуется при ядерных и термоядерных взрывах. Взрыв водородной бомбы мощностью 1 Мт приводит к выделению (2,6–7,4)·10<sup>14</sup> кБк трития. В случае атмосферного взрыва большое количество трития выбрасывается в стратосферу, где он может находиться длительное время.



При подземных ядерных взрывах так же образуется тритий вследствие реакций деления и синтеза, причем реакция синтеза дает около  $1,9 \cdot 10^{11}$  кБк трития на 1 кт мощности взрыва из общего количества  $7,4 \cdot 10^{11}$  кБк/кт [2].

На АЭС и других ядерных реакторах тритий образуется непосредственно в элементах ядерного топлива, теплоносителя (воде, тяжелой воде), замедлителе (графите, тяжелой воде), регулирующих борных стержнях. Образовавшийся в ядерных реакторах тритий поступает во внешнюю среду с выбросами и сбросами. При переработке ядерного топлива и облученных материалов на радиохимических предприятиях также происходит выделение трития в окружающую среду [3].

Однако основной стратосферный запас техногенного трития (как и других искусственных радионуклидов) возник в результате испытаний ядерного оружия. После окончания ядерных испытаний в атмосфере, за счет этого запаса длительное время наблюдались повышенные концентрации трития в атмосферных осадках (рис. 1).

## 2. Активность трития в атмосферных осадках на территории России

Систематические измерения содержания трития в атмосферных осадках в системе радиационного мониторинга Росгидромета (в ФГБУ «НПО «Тайфун») проводятся со второй половины 1969 г.

На рисунке 1 приведены среднегодовые объемные активности трития в атмосферных осадках в 1991–2015 годах в среднем по территории России.

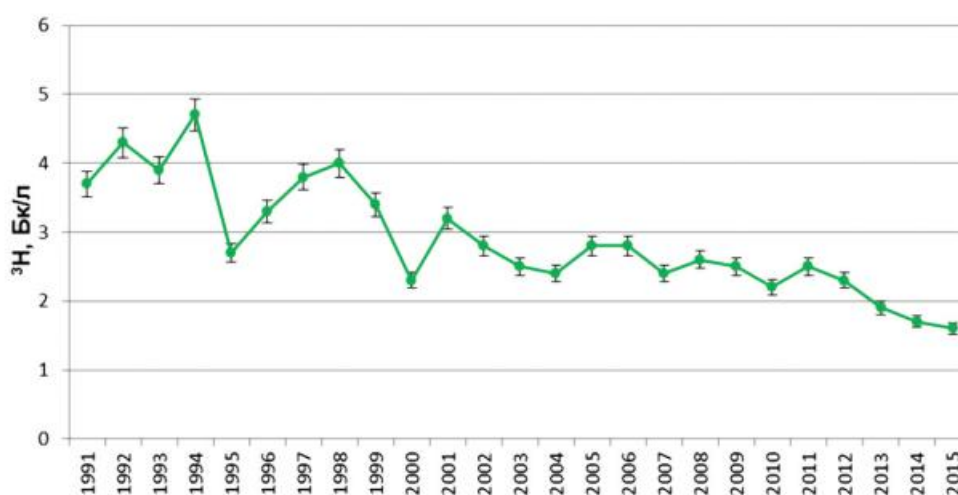


Рисунок 1. Среднегодовая объемная активность  $^3\text{H}$  в атмосферных осадках в 1991–2015 годах



По данным ФГБУ «НПЦ «Тайфун» — 33 пункта наблюдения на территории России — среднее содержание трития в осадках отчетливо снижалось до начала двухтысячных годов. С 2000–2002 годов наметилась стабилизация среднегодовых значений концентрации трития в среднем по РФ. Стабилизация концентрации свидетельствует об истощении техногенного стратосферного резервуара.

Хорошо видно, что содержание трития в атмосферных осадках после 2000 г. установилось на уровне (2–3) Бк/л. Такая стабилизация свидетельствует об истощении стратосферного запаса, по крайней мере, до уровня глобального техногенного фона.

Близкие значения наблюдались в ледниках Гренландии и Антарктиды в доядерный период и в самом его начале, когда ядерные взрывы были еще редки. Так, в 1929–1950 годах во льду Гренландии была зафиксирована концентрация трития около 7,2 Бк/л (~60ТЕ) [4], в Антарктиде в 1929–1942 годах — от 2,16 Бк/л (18ТЕ) до 5,5 Бк/л (46ТЕ) со средним значением — 3,8 Бк/л (~32ТЕ) [5].

Изменение среднегодовых концентраций трития в осадках связаны с интенсивностью вертикальной циркуляции в тропосфере, как и количество атмосферных осадков. Вертикальная циркуляция усиливается в теплый период года. Поэтому в теплый период растет количество атмосферных осадков и усиливается поступление природного трития из стратосферы [6]. В результате наблюдается отчетливое увеличение концентрации трития в осадках и рост количества осадков в теплый период (рис. 2).

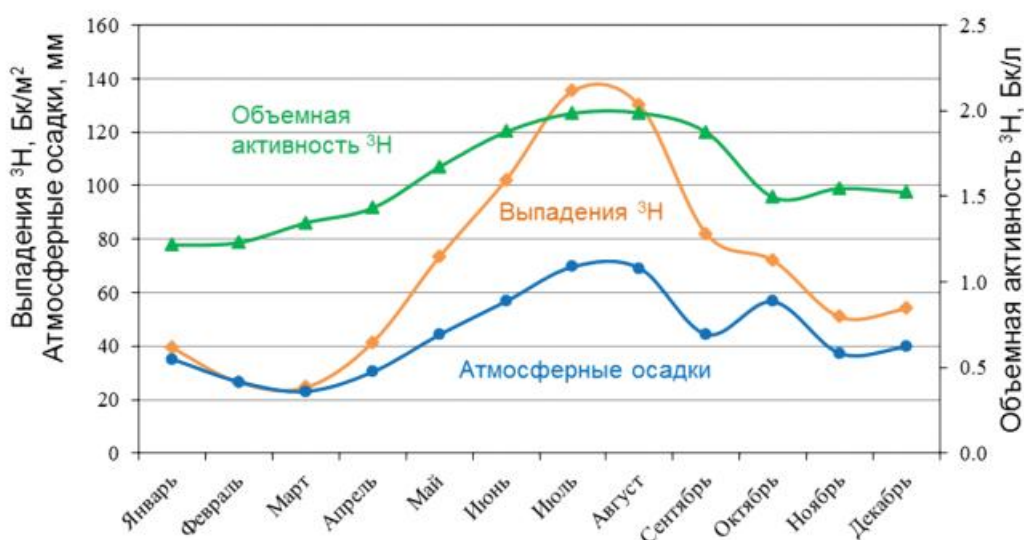


Рисунок 2. Годовой ход средних месячных значений объемной активности  $^3\text{H}$  в атмосферных осадках, плотности выпадения  $^3\text{H}$  и количества атмосферных осадков в 2015 году



С целью оценки современного уровня техногенного загрязнения тритием приземного воздуха, было проведено сравнение годового хода среднемесячных значений объемной активности трития в «фоновых» пунктах наблюдения и в пунктах, расположенных в промышленно-развитых районах. В качестве «фоновых» были выбраны пункты наблюдения в приполярных районах — Нарьян-Мар, Салехард — и на полярном острове Диксоне. Для этих районов характерны минимальные значения наиболее распространенных техногенных радионуклидов, таких, как  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  ( $1,7 \cdot 10^{-7}$  Бк/м<sup>3</sup>,  $0,3 \cdot 10^{-7}$  Бк/м<sup>3</sup> соответственно).

Для характеристики промышленно-развитого района были выбраны пункты наблюдения в Москве (в районе Балчуга), Чебоксарах и Перми. Среднегодовые уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в три раза выше ( $5,5 \cdot 10^{-7}$  Бк/м<sup>3</sup>,  $1,0 \cdot 10^{-7}$  Бк/м<sup>3</sup> соответственно).

Диапазон среднемесячных значений объемной активности трития, в отличие от объемной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в приземном воздухе, в «фоновых» пунктах и в центре ЕТР одинаков — от 0,5 до 2,5 Бк/л (рис. 3). В Салехарде максимальное значение составило 2,5 Бк/л, а в Чебоксарах 2,4 Бк/л, что может говорить о малых количествах поступающего в окружающую среду техногенного трития. Наблюдающиеся колебания среднемесячной величины объемной активности трития в определенных пунктах отбора проб, зависит от природных особенностей района и погодных условий на протяжении месяца.

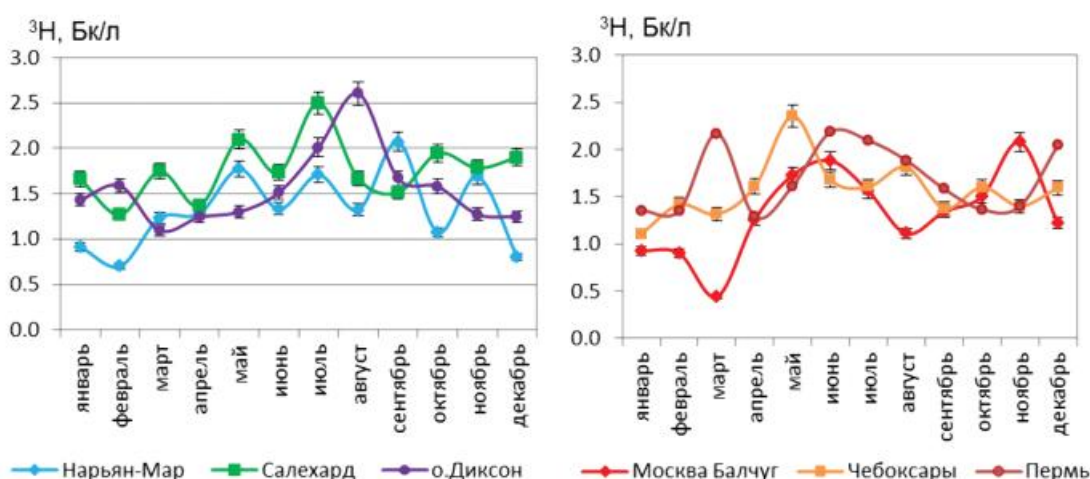


Рисунок 3. Годовой ход среднемесячных значений объемной активности  $^3\text{H}$  в атмосферных осадках в «фоновых» пунктах — Нарьян-Мар, Салехард и о. Диксон — и пунктах промышленно-развитых районов — Москва Балчуг, Чебоксары и Пермь — в 2015 году.



Такое совпадение концентрации трития в «фоновых» районах и в промышленно-развитой центральной части ЕТР свидетельствует о подавляющем влиянии природного стратосферного источника трития на его концентрацию в атмосферных осадках.

Подводя итог можно сказать следующее:

1. Основное количество техногенного трития поступило в атмосферу в период испытания ядерного оружия в атмосфере, продолжавшегося до конца 1980 года. В период испытаний сформировался стратосферный резервуар техногенного трития.

2. В настоящее время техногенный стратосферный резервуар не оказывает заметного влияния на содержание трития в атмосферных осадках.

3. Влияние АЭС, радиохимических предприятий и других объектов, использующих ядерные материалы, незначительно.

4. Количество атмосферных осадков увеличивается в теплый период года по мере усиления вертикальной циркуляции в атмосфере. По этой же причине усиливается поступление природного трития из стратосферы.

5. В настоящее время тритий, наблюдаемый в атмосферных осадках, имеет в основном природное происхождение.

### Список литературы

1. Катрич И. Ю. Мониторинг трития в природных водах СССР (России). Диссертация на соискание ученой степени доктора географических наук. Специальность 25.00.36 – геоэкология. Защищена 6 ноября 2009 г. Обнинск- 2009, с. 5–8.

2. Стыро Б. И. Вопросы ядерной метеорологии. Вильнюс, 1959. 412 с.

3. Сойфер В. Н., Горячев В. А., Вакуловский С. М., Катрич И. Ю. Тритиевые исследования природных вод в России. М.: ГЕОС. 2008. 286 с.

4. Povinec P. Radioactivity produced in the earths atmosphere by solar particles. Acta Facultatis rerum naturalium Universitatis comenianae Physica. 1977. т. 18. P. 151–164.

5. Jonzel J., Merlivat L. Low-level tritium measurement in water: a complete system including liquid scintillation gas counting and electrolysis. Meth. Low-level Counting and Spectrom. Proc. Int. Symp., Berlin(West) 6–10Apr.1981.Vienna.1981. P. 325–334. IAEA-SM-/252/54.

6. Вакуловский С. М., Катрич И. Ю., Рослый Е. И., Романов В. В., Ферронский В. И. Распределение концентраций трития в атмосферных осадках над территорией СССР в 1978–1979 годах. //Водные ресурсы, 1982, № 5, с. 169–173.



# **МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ: КЛИМАТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ИНВЕРСИЙ В НИЖНЕМ СЛОЕ АТМОСФЕРЫ ДЛЯ РАЙОНОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС И АЭС «ФУКУСИМА»**

Козлова Л. Ф., Хохлова А. В.  
ФГБУ «ВНИИГМИ-МЦД», г. Обнинск

## **Введение**

Перенос и рассеяние примеси в атмосфере в значительной степени определяются термической стратификацией в нижнем слое атмосферы до высоты 1000 м. Проектные расчеты для объектов, потенциально загрязняющих окружающую среду, всегда выполняются с учетом климатических характеристик стратификации атмосферы, в том числе температурных инверсий. Характеристики инверсий являются одним из метеорологических факторов, определяющих рассеяние примеси в атмосфере и формирование следа выпадений на земле. Возникновение инверсионного слоя может ограничивать подъем выбросов и способствовать их накоплению в приземном слое. В условиях изменяющегося климата и изменяющихся условий на подстилающей поверхности могут измениться и условия для формирования температурных инверсий. Наличие в ФГБУ «ВНИИГМИ-МЦД» многолетнего глобального архива данных радиозондирования атмосферы позволяет получать статистические оценки температурных инверсий в заданных регионах.

## **1. Данные**

В настоящей работе исследования основных характеристик температурных инверсий проводились на основе массива многолетних данных радиозондирования АЭРОСТАС [1] за период 2011–2015 гг.

В массиве данные представлены на уровне земли, на стандартных изобарических поверхностях, на особых уровнях по температуре и влажности, на особых уровнях по ветру, на уровне тропопаузы. Содержанием архива являются проконтролированные значения давления, высоты геопотенциала, температуры, дефицита точки росы, направления и скорости ветра, облачности. Каждый файл данных содержит поступившие данные за



месяц по  $N$  станциям и представляет собой последовательность записей переменной длины, которые упорядочены по индексам станций, для каждой станции по дням месяца, для каждого дня месяца по срокам, для каждого срока, который является записью, по уровням.

## 2. Обработка исходного массива

В рамках данного исследования было разработано программное средство, позволяющее по аэрологическим данным формата АЭРОСТАС проводить анализ температурных профилей, выявлять наличие (отсутствие) температурных инверсий в профиле, получать статистические характеристики приземных, приподнятых инверсий по заданным станциям за определенный период. Для исследования было отобрано несколько аэрологических станций в районе АЭС Фукусима (Вакканай, Саппоро, Сендай, Вадзима, Татено) и АЭС Чернобыль (Киев, Гомель, Шепетивка, Минск, Брест, Смоленск).

## 3. Климатические характеристики температурных инверсий

Основными характеристиками инверсий температуры являются их повторяемость, мощность и интенсивность. В настоящей работе в число инверсий включалась также изотермия, как частный случай инверсии с нулевой интенсивностью. Если при одном подъеме радиозонда фиксировалось несколько слоев с инверсией и изотермией, то учитывался только один, самый нижний слой инверсии. Если за слоем инверсии следовал слой изотермии, то оба слоя рассматривались как один слой.

Повторяемость приземных инверсий  $P_{ин}$  рассчитывалась в процентах от общего числа радиозондовых наблюдений по формуле:

$$P_{ин} = \frac{N_{ин}}{N_p} \times 100 ,$$

где  $N_{ин}$  – число случаев с инверсией,  $N_p$  – число случаев радиозондирования.

В таблице 1 представлен годовой ход многолетних средних значений повторяемости приземных инверсий для нескольких станций.

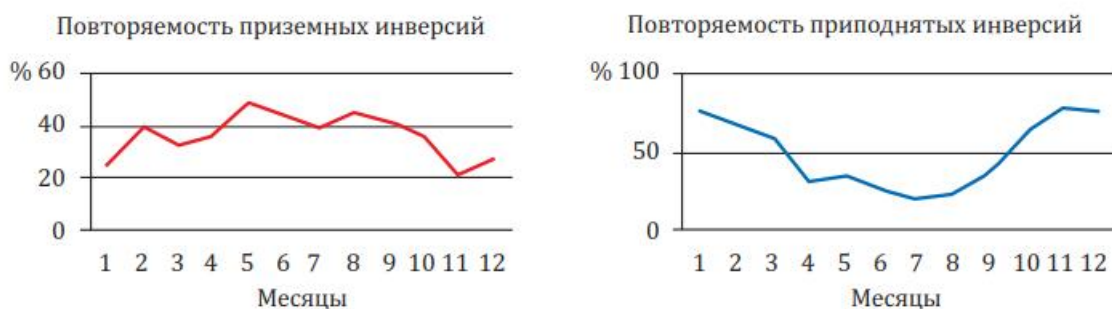


Таблица 1.

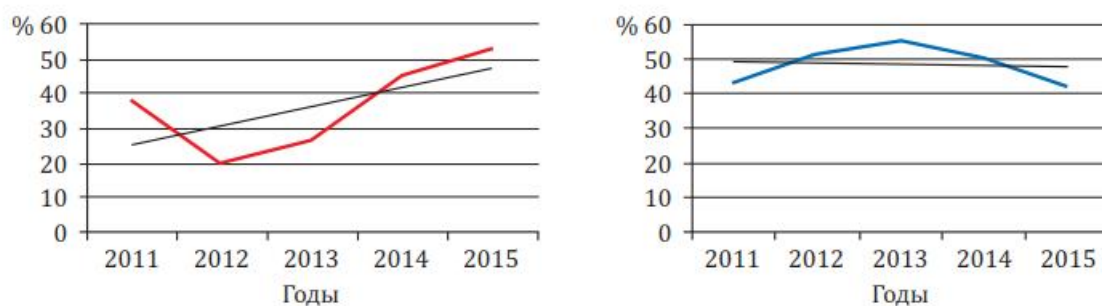
**Годовой ход многолетних средних значений повторяемости  
приземных инверсий (%)**

Станция	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Mean
Киев	25,2	39,7	32,9	35,8	48,9	44,5	39,2	44,7	41,7	36,4	21,7	27,2	36,5
Гомель	19,8	27,8	39,3	41,2	33,9	40,3	34,9	39,0	34,4	37,9	19,4	28,9	33,1
Вакканай	6,7	6,3	10,2	6,7	4,4	5,9	4,5	4,2	8,7	8,8	8,0	5,2	6,7
Саппоро	1,6	3,2	1,6	-	1,7	1,6	1,6	-	1,6	1,7	-	1,7	1,8

Особенности годовых изменений повторяемости приземных и приподнятых инверсий для станции Киев показаны на рис. 1. На рис. 2 представлены картины временного хода среднегодовых значений приземных и приподнятых инверсий.



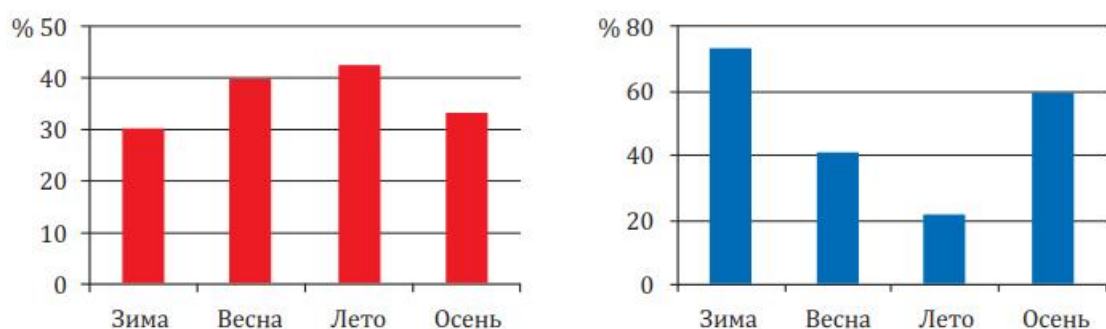
*Рисунок 1. Годовой ход многолетних средних значений повторяемости приземных (слева) и приподнятых (справа) инверсий для станции Киев (33345) за период 2011–2015 гг.*



*Рисунок 2. Временной ход среднегодовых значений повторяемости приземных (слева) и приподнятых (справа) инверсий для станции Киев (33345) за период 2011–2015 гг.*

Распределение многолетних средних значений повторяемости приземных и приподнятых инверсий по сезонам показано на рис. 3.





*Рисунок 3. Распределение многолетних средних значений повторяемости приземных (слева) и приподнятых (справа) инверсий по сезонам для станции Киев*

Расчет средних значений мощности и интенсивности проводился в том случае, если число их наблюдений составляло не менее 20 за соответствующий месяц, год или для конкретной станции.

В таблицах 2 и 3 представлен годовой ход многолетних средних значений мощности приземных и приподнятых инверсий для нескольких станций.

Таблица 2.

**Годовой ход многолетних средних значений мощности приземных инверсий (м)**

Станция	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Киев	211,9	487,9	215,9	258,3	284,9	250,9	287,4	266,1	283,9	319,7	389,1	242,2
Гомель	259,4	343,0	230,6	218,6	226,1	197,0	206,3	195,8	229,4	225,8	216,5	213,2
Вакканай	74,0	81,6	77,4	186,1	135,4	96,7	204,8	140,3	101,4	76,3	116,5	173,1
Саппоро	201	134,5	113	-	8	374	-	-	148	92	-	124,6

Таблица 3

**Годовой ход многолетних средних значений мощности приподнятых инверсий (м)**

Станция	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Киев	443,8	397,8	282,1	233,7	247,6	184,7	157,4	191,5	203,8	321,3	383,2	430,2
Гомель	391,0	392,2	242,4	188,1	223,6	146,4	183,2	169,8	164,5	289,7	350,5	357,8
Вакканай	88,6	90,9	82,1	181,3	238,6	251,0	209,4	168,6	119,7	102,0	111,0	53,3
Саппоро	98,4	110,5	125,4	152,5	163,2	172,2	160,6	123,4	122,0	128,4	125,0	94,8



В таблицах 4 и 5 представлен годовой ход многолетних средних значений интенсивности приземных и приподнятых инверсий для нескольких станций.

Таблица 4

**Годовой ход многолетних средних значений интенсивности приземных инверсий (град/С)**

Станция	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Mean
Киев	1,3	3,1	1,3	1,9	2,2	2,0	1,9	2,3	2,5	2,3	2,1	1,8	2,0
Гомель	2,3	2,5	2,3	3,4	3,0	2,3	2,3	3,3	3,3	2,9	2,3	1,5	2,6
Вакканай	0,8	0,5	0,9	1,0	2,1	1,2	1,5	0,4	0,5	0,9	1,2	0,3	0,9
Саппоро	2,4	3,9	1,15	-	2,9	0,8		-	0,2	0,4	-	0,6	1,4

Таблица 5

**Годовой ход многолетних средних значений интенсивности приподнятых инверсий (град/С)**

Станция	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Mean
Киев	3,2	2,1	1,4	1,1	1,0	0,7	0,4	0,7	1,1	1,7	2,9	3,3	1,6
Гомель	3,0	2,9	1,7	1,0	1,3	0,9	1,1	1,1	0,9	2,0	2,4	2,6	1,7
Вакканай	1,0	1,2	1,2	1,9	2,9	3,4	2,7	1,7	1,2	0,9	0,9	0,8	1,7
Саппоро	0,9	1,2	1,2	1,5	1,5	1,4	1,3	0,8	0,7	1,2	1,2	1,0	1,2

**Заключение**

В настоящей работе анализировались климатические характеристики температурных инверсий в окрестности Чернобыльской АЭС и АЭС Фукусима за последние годы.

Были получены оценки повторяемости приземных и приподнятых инверсий по месяцам, сезонам и за год. Также выполнены расчеты средней мощности, интенсивности приземных и приподнятых инверсий, расчеты средней высоты нижней границы приподнятых инверсий.

Полученные результаты позволяют уточнить имеющиеся представления [2] о характере температурных инверсий в исследуемых регионах и открывают дополнительные возможности для понимания законов изменчивости данной характеристики. Даль-



нейшие исследования планируется проводить на основе более длительных рядов наблюдений с детальной оценкой многолетних тенденций изменения характеристик температурных инверсий.

### **Список литературы**

1. Описание символьного формата хранения данных аэрологических наблюдений, поступающих по каналам связи для ПЭВМ (формат АЭРОСТАС) / Составители: Т. В. Руденкова.— Обнинск, 2009.

2. Климатические характеристики условий распространения примесей в атмосфере. Справочное пособие/Под ред. Э. Ю. Безуглой, М. Е. Берлянда.— Л.: Гидрометеиздат, 1983.



# ПОВЕДЕНИЕ МОДЕЛЬНЫХ ЧАСТИЦ ЛОКАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ НАЗЕМНОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА В ПИЩЕВОЙ ЦЕПОЧКЕ И ПИЩЕВАРИТЕЛЬНОМ ТРАКТЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

Г. В. Козьмин, В. Г. Епимахов, Н. И. Санжарова  
*ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт  
радиологии и агроэкологии», г. Обнинск*

Радиоэкологические и радиобиологические аспекты миграции частиц локальных выпадений наземного ядерного взрыва и их поступления в организм сельскохозяйственных животных получили наиболее полное отражение в работах Окриджской национальной лаборатории (США) и ВНИИРАЭ (Россия). Представлен анализ архивных материалов ВНИИРАЭ за последние 40 лет по вопросам поведения радиоактивных силикатных частиц в пищевой цепочке и желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) жвачных животных. Полученные результаты дают объяснение закономерностям проявления язвенно-некротического поражения слизистой пищеварительного тракта, что, в частности, явилось причиной «необычной» гибели овец на следе наземного ядерного взрыва в период ядерных испытаний в штате Невада (США) в 1953 г.

## **Введение**

Подавляющее количество исследований в области сельскохозяйственной радиоэкологии связано с изучением процессов миграции биологически значимых радионуклидов и их накопления в органах и тканях сельскохозяйственных животных и растений [1, 2]. В меньшей степени в опубликованных работах представлены закономерности миграции радионуклидов в составе инертных частиц твердых материалов.

В настоящее время вопрос о поведении инертных радиоактивных частиц в природной среде [3–6], пищевых цепочках человека и сельскохозяйственных животных [7–9] является одним из актуальных направлений в радиоэкологии. Постановка таких задач была обусловлена необходимостью оценки влияния на организм животных и человека техногенных и природных факторов, вызывающих загрязнение окружающей природной среды инертными радиоактивными частицами. К этим задачам относятся вопросы «необычной» гибели овец при вы-



пасе в зоне локальных выпадений наземного ядерного взрыва и реконструкции уровней облучения сельскохозяйственных животных в период ядерных испытаний [10–12], а также оценки последствий потребления жвачными животными почвы, загрязненной радионуклидами или другими поллютантами [7, 9, 13].

Процессы миграции радионуклидов, входящих в состав инертных труднорастворимых частиц, определяются физико-химическими характеристиками самих частиц и возможностью выщелачивания радионуклидов из их поверхностного слоя. Применительно к задаче анализа закономерностей транспорта радиоактивных частиц в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) овец данное обстоятельство позволяет использовать имеющиеся богатую историю методические разработки в области исследований двигательной функции аппарата пищеварения у жвачных животных.

В 1874 г. немецким исследователем Энгеном Вильдтом для изучения закономерностей транспорта кормовых масс в ЖКТ овец был использован кремнезём (диоксид кремния —  $\text{SiO}_2$ ), который в последующих исследованиях получил широкое применение в исследованиях закономерностей пищеварения у животных [14]. Однако, в 1915 г. американским ученым Фредериком Хольцелем было отмечено, что транспорт мелких стеклянных частиц в пищеварительном тракте человека происходит более медленно, чем пищевых масс. Его последующие эксперименты на различных животных и человеке с использованием частиц с размерами до 1 мм из стекла, серебра и золота показали, что скорость продвижения частиц обратно пропорциональна плотности материалов. У животных и человека были установлены отделы ЖКТ, где наблюдается задержка инертных частиц, обусловленная гравитационным оседанием на поверхность слизистой. С использованием рентгенограмм было показано, что тяжелые частицы движутся чаще всего всей массой вместе, а более легкие распределены в содержимом отделов ЖКТ большей частью равномерно [15].

Более точные исследования скорости прохождения кормовых масс в ЖКТ жвачных животных в зависимости от вида кормов и суточного рациона были проведены с применением метода радиоактивной метки в 60–80-е гг. прошлого столетия. При этом для исследования транспорта жидкой компоненты использовались радиоактивные метки, слабо сорбирующиеся на частицах корма



(например,  $^{51}\text{Cr}$ -этилендиаминотетрауксусная кислота). Изучение транспорта частиц химуса проводили путем перорального введения радионуклидов  $^{144}\text{Ce}$  –  $^{144}\text{Pr}$ , а также  $^{103}\text{Ru}$ , сорбирующихся на частицах корма. Было показано более быстрое прохождение в ЖКТ водного потока и очень мелких взвесей по сравнению с транспортом крупных частиц корма [16, 17]. В настоящее время в исследованиях процессов пищеварения у животных в основном используются нерадиоактивные метки, анализ содержания которых в биологических пробах выполняется, например, с использованием атомно-эмиссионного анализа с индуктивно связанной плазмой [18].

В радиобиологических исследованиях с сельскохозяйственными животными, выполненных в 70-е гг. прошлого столетия, были использованы силикатные частицы разных размеров, меченые различными радионуклидами, позволяющими осуществлять регистрацию транспорта инертных частиц [19–21], а в ряде специальных исследований моделировать ядерно-физические характеристики продуктов ядерного взрыва и наблюдать радиационное поражение пищеварительного тракта [22–24].

К сожалению, опубликованная информация в основном касается выведения радиоактивных частиц из организма животных в целом и выводы этих исследований лишь констатируют более медленное продвижение силикатных частиц по сравнению с частицами химуса. Закономерности поведения инертных радиоактивных частиц в отделах пищеварительного тракта овец не в полной мере проанализированы, не приводятся разработки математических моделей транспорта, необходимые для расчета поглощенных доз облучения ЖКТ.

Целью настоящей работы явился анализ закономерностей поведения радиоактивных частиц — имитаторов локальных выпадений наземного ядерного взрыва в пищевой цепочке и желудочно-кишечном тракте сельскохозяйственных животных.

### **Материалы и методика**

В качестве исходных данных для анализа поведения полидисперсных радиоактивных силикатных частиц в пищевой цепочке и транспорта частиц в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) сельскохозяйственных животных были использованы результаты полевых экспериментов, выполненных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа [25], а также материалы ис-



следований поражающего действия имитаторов натуральных выпадений, полученные в условиях вивария [23].

### **Характеристика радиоактивных частиц**

Модельные оплавленные радиоактивные частицы (ОРЧ), предложенные В. Д. Куринным [25], воспроизводили сферическую форму натуральных частиц локальных выпадений наземного ядерного взрыва, их удельный вес и полидисперсность. Частицы в виде оплавленных стеклосфер были получены из стекломассы, имеющей в своем составе кварц (60%), углекислый кальций (12%), углекислый натрий (10%), окись алюминия (5%), углекислый магний (3%), азотнокислый калий (2%), кремнефтористый натрий (3%) и присадки окислов элементов меток (5%). Удельный вес полученных частиц составлял 2,4 г/см<sup>3</sup>. Оплавленные частицы рассеивались с использованием стандартных сит по фракциям: 0–80 мкм, 0–100 мкм, 100–200 мкм, 200–400 мкм и 400–800 мкм. Каждая из пяти фракций частиц была мечена своим  $\gamma$ -излучающим радионуклидом, который образовывался в матрице частиц после нейтронной активации введенного в нее стабильного изотопа (табл. 1). Для спектрометрической идентификации радиоактивных частиц в биологических образцах на установке «TRIDAC-C» с полупроводниковым Ge(Li) — детектором определяли лишь пять  $\gamma$ -линий: 145 кэВ (<sup>141</sup>Ce), 320 кэВ (<sup>51</sup>Cr), 482 кэВ (<sup>181</sup>Hf), 603 кэВ (<sup>124</sup>Sb) и 889 кэВ (<sup>46</sup>Sc).

Для получения полидисперсной смеси частицы каждой фракции смешивались в определенном процентном соотношении и активировались на ядерном реакторе. После окончания активации в течение месяца высвечивались наведенные <sup>24</sup>Na и <sup>42</sup>K.

Для изучения поражающего действия продуктов ядерного взрыва в условиях вивария были использованы модельные частицы, предложенные С. П. Целищевым [23]. Модельные частицы представляли собой стеклосферы с размерами 80–160 мкм, в структуру которых были вплавлены стабильные элементы: <sup>164</sup>Dy, <sup>141</sup>Pr и <sup>89</sup>Y в соотношении, которое позволяло после активации на ядерном реакторе получить радионуклиды <sup>165</sup>Dy, <sup>142</sup>Pr и <sup>90</sup>Y, моделирующие спад активности продуктов ядерного деления возрастом 10 ч и исследовать их радиационное воздействие (главным образом,  $\beta$ -облучение) на слизистую ЖКТ.



**Физические характеристики радиоактивных частиц [25]**

№ фракции	Размеры частиц, мкм	Наведенный радионуклид	Период полу-распада, сут	Основные энергетические линии $\gamma$ -излучения, кэВ, выход (% на распад)
1	<80	$^{46}\text{Sc}$	83,8	889(100), 1121 (100)
2	<100	$^{181}\text{Hf}$	42,4	133 (43), 346 (14), 482 (46)
3	100–200	$^{51}\text{Cr}$	27,7	320(10)
4	200–400	$^{141}\text{Ce}$	32,5	145 (49)
5	400–800	$^{124}\text{Sb}$	60,2	603 (98), 722 (10)

**Методика полевого эксперимента**

Миграцию радиоактивных частиц после их нанесения на экспериментальный участок пастбища и коэффициенты перехода частиц в организм животных при выпасе исследовали в полевых экспериментах [25–27]. Распыление радиоактивных частиц осуществляли с использованием специальной установки, обеспечивающей равномерное загрязнение пастбища с погрешностью не более 30%. Эксперимент проводили на суходольном лугу с травостоем, представленным злаковыми (25%), бобовыми (23%), ложноцветными (28%) и разнотравьем (24%). Сырой вес общего запаса биомассы растительности составлял в среднем 12 ц с 1 гектара. После аэрального запыления полидисперсными частицами нескольких типичных участков пастбища площадью по 160 м<sup>2</sup> частицы фиксировали на растениях клеевым раствором через 1 час, 1 сутки, 5 суток и отбирали пробы растительности, ветоши, дернины и почвы (слой 2 см). Для определения плотности выпадения частиц применялись планшеты — полоски бумаги, пропитанные виниполом, установленные над поверхностью почвы на расстоянии, равном максимальной высоте растений. Средняя плотность нанесения частиц на травостой пастбища составляла 10 г/м<sup>2</sup>. Выбор такой плотности загрязнения был сделан с учетом отсутствия влияния массы выпадающих частиц на 1 м<sup>2</sup> на коэффициент первичного удержания биомассой растений (до 20 г/м<sup>2</sup>) и значений удельной активности, достаточных для уверенного спектрометрического анализа биологических проб.

Поступление радиоактивных частиц в желудочно-кишечный тракт (ЖКТ) коров черно-пестрой породы определяли в двух экс-



периментах [25]: с выпасом пяти нетелей возрастом 2,5 года через 1 час после аэрального загрязнения пастбища (эксперимент 1) и выпасом пяти 1,5 годовалых бычков через 18 часов после нанесения ОРЧ (эксперимент 2). В задачи эксперимента 1 входило изучение размеров поступления полидисперсных частиц в организм нетелей при их выпасе на загрязненном пастбище и исследование закономерностей транспорта частиц в ЖКТ животных. Эксперимент 2 был направлен на оценку перехода частиц с пастбища в ЖКТ бычков.

Перед началом эксперимента 1 на нескольких типичных огороженных площадках по 160 м<sup>2</sup> определяли поедаемость травы при выпасе 5 голов крупного рогатого скота в течение 1 часа. Учет запаса биомассы до выпаса и после выпаса животных показал, что поедаемость на выбранном для опытов пастбище при заданных условиях выпаса составляла примерно 43% за 1 час пастыбы.

### **Методика исследования транспорта ОРЧ в ЖКТ животных**

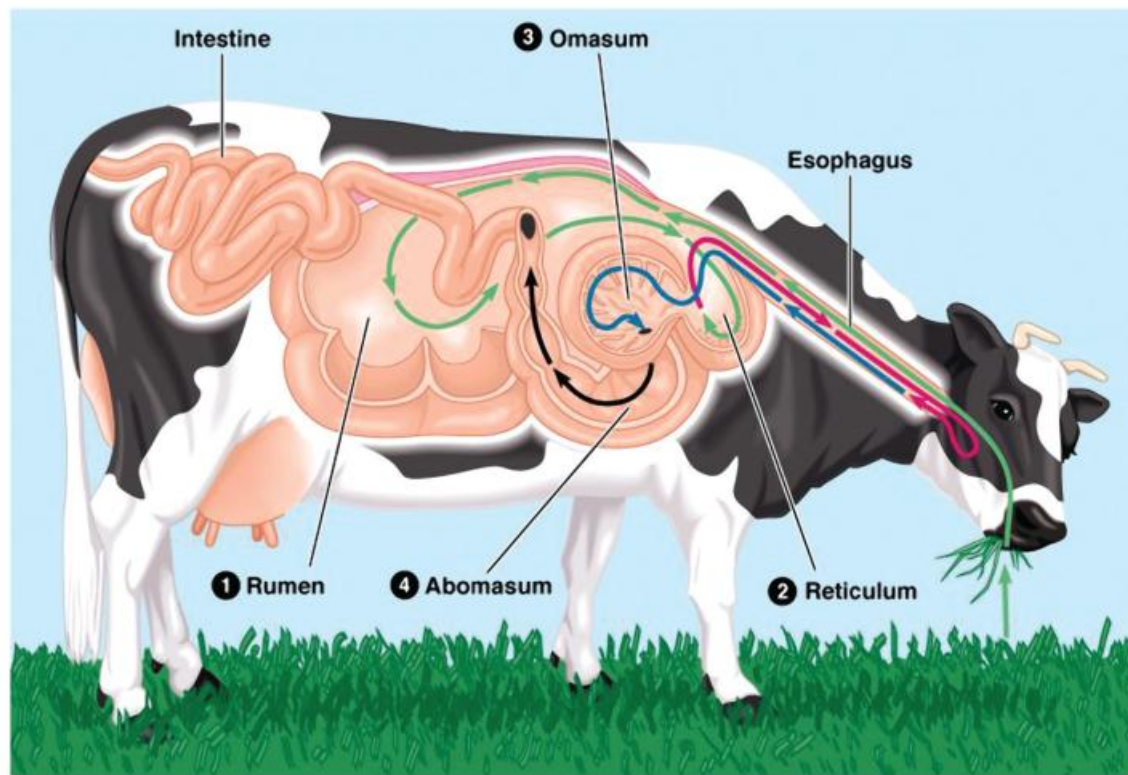
Животных после выпаса ставили в индивидуальные станки, в которых они находились в период всего времени наблюдения. Регулярно проводили полный сбор выделений кала со взвешиванием и отбором средних проб для каждого животного. Убой животных проводили через 3 ч, 12 ч, 24 ч, 3 сут и 7 сут. При убое осуществляли анатомическую разделку ЖКТ животных по всем его отделам с предварительной перевязкой каждого из них. Отделы преджелудков и каждая кишка тонкого и толстого отделов кишечника (рис. 1) отдельно взвешивались с содержимым и без него, а затем отбирались средние пробы содержимого и стенок отделов ЖКТ.

Для изучения поступления и транспорта полидисперсной смеси частиц в ЖКТ животных измеряли активность частиц разных фракций в содержимом ЖКТ, на стенках его отделов и в кале. Средний вес измеряемых проб составлял 1 кг. Полученные данные использовали для подведения баланса в целях определения количества частиц каждой фракции, поступивших в ЖКТ за один период выпаса (1 ч).

Аналогичные исследования проводили в острых радиационных экспериментах на бычках и овцах в условиях вивария [23]. Специальные алюминиевые блочки с оплавленными радиоактивными частицами массой до 4 г в каждой кварцевой ампуле



после транспортировки с ядерного реактора вскрывали в защитном боксе с помощью манипуляторов, высыпали в кормушку, содержащую 100 г комбикорма, и сверху присыпали небольшим количеством комбикорма. После транспортировки кормушки ее устанавливали в индивидуальной обменной клетке каждого животного, в которой оно находилось в период всего времени наблюдения. Потребление ОРЧ контролировали измерением радиоактивности кормушки до и после скармливания.



©1999 Addison Wesley Longman, Inc

*Рисунок 1. Пищеварительный тракт крупного рогатого скота (Ruminant digestion in Bos taurus © 1999 by Addison Wesley Longman Inc. с изменениями)*

Регулярно выполняли полный сбор выделений кала со взвешиванием и отбором средних проб для каждого животного. Убой овец проводили через 6, 12, 16, 34, 40, 64 и 86 ч. При убое осуществляли анатомическую разделку ЖКТ животных по всем его отделам с предварительной перевязкой каждого из них. Отделы четырехкамерного желудка (рис. 2) и каждая кишка тонкого и толстого отделов кишечника отдельно взвешивались с содержимым и без него, а затем отбирались средние пробы содержимого и стенок отделов ЖКТ.



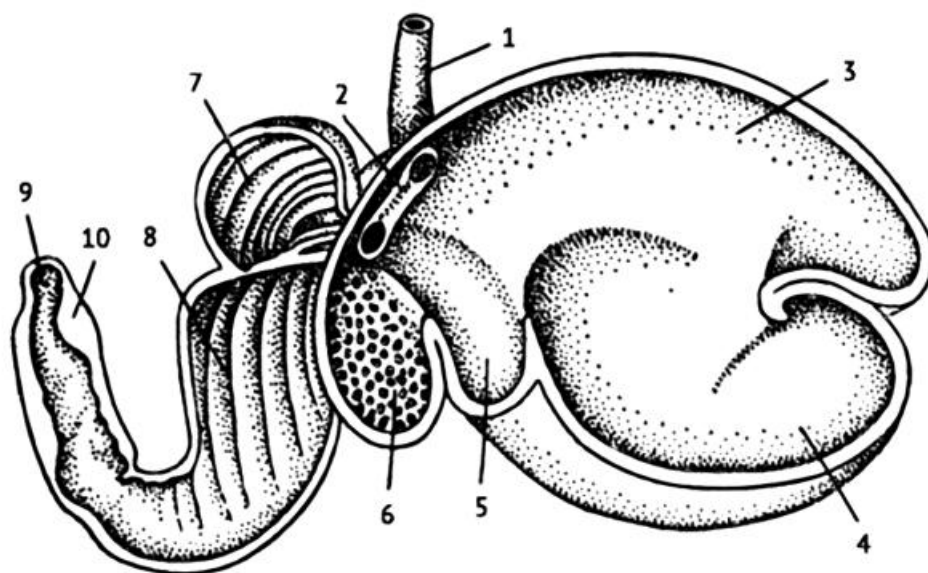


Рисунок 2. Желудок домашней овцы (*Ovis orientalis aries*) [28]:  
 1 — пищевод; 2 — пищеводный желоб; 3 — дорсальный мешок рубца;  
 4 — вентральный мешок рубца; 5 — преддверие рубца;  
 6 — сетка; 7 — книжка; 8 — сычуг; 9 — пилорус; 10 — поперечный  
 замыкательный валик

Бета-радиометрию проб выполняли счетчиком Т-25-БФЛ, а гамма-радиометрию по  $\gamma$ - и тормозному рентгеновскому излучению с использованием сцинтилляционного счетчика УСС-1, а также колодезной ионизационной камеры ВАК-254 эталонного гамма-дозиметра ВАЈ-18 [29]. Результаты радиометрического анализа позволили определить динамику изменения во времени содержания ОРЧ в отделах желудка и в кишечнике пищеварительного тракта овец после однократного поступления радиоактивных частиц.

### **Методика исследования дозиметрических характеристик $\beta$ -облучения слизистой ЖКТ**

Поглощенные дозы  $\beta$ -излучения на поверхности слизистой пищеварительного тракта животных измеряли с использованием термолюминесцентных детекторов на основе порошкообразного фтористого лития марки Dohna-lum LiF 200 Ti [30]. Градуировку детекторов проводили на поверхности толстослойного источника. Эталонный источник готовили из тканеэквивалентной массы, в которую вносили известное количество ОРЧ и тщательно перемешивали. Для исследования распределения поглощенной



дозы  $\beta$ -излучения на слизистую отделов ЖКТ жвачных, отличающихся наиболее интенсивным облучением (рубец, сетка, сычуг), ЖКТ животных после убоя немедленно препарировали на отделы и быстро замораживали жидким азотом, чтобы максимально избежать перераспределения ОРЧ в содержимом. После полного замораживания содержимого, стенку каждого отдела оттаивали, отслаивали от содержимого и между стенкой и замороженным содержимым размещали наборы детекторов. Экспонирование детекторов проводили в холодильной камере.

### **Математическое моделирование транспорта ОРЧ**

Закономерности накопления и выведения из отделов ЖКТ сельскохозяйственных животных труднорастворимых полидисперсных частиц после однократного поступления можно описать с использованием математических моделей, в которых отделы пищеварительного тракта составляют отдельные камеры, физиологически связанные между собой транспортными коммуникациями [31]. Камерную модель транспорта полидисперсных радиоактивных частиц в пищеварительном тракте крупного рогатого скота строили с использованием экспериментальных данных, характеризующих распределение частиц разных фракций в отделах ЖКТ животных через различные промежутки времени после выпаса в течение 1 ч на загрязненном радиоактивными частицами пастбище. Так как продолжительность экспериментального выпаса была сопоставима со временем перемешивания кормовых масс в рубце (примерно 2 ч) и значительно меньше среднего времени пребывания содержимого в преджелудках (примерно 30 ч) [32], то потребление животными ОРЧ в течение экспериментального выпаса принимали за однократное поступление.

Для построения математической модели транспорта ОРЧ в ЖКТ жвачных животных были выделены отделы ЖКТ, моторика которых определяет двигательную функцию аппарата пищеварения, а также такие отделы, где происходит замедление движения ОРЧ, их концентрирование и депонирование, что в конечном итоге обуславливает формирование максимальных уровней облучения. Двигательная функция пищеварительного тракта жвачных сельскохозяйственных животных в основном определяется моторикой преджелудков (рубец + сетка + книжка) и толстого отдела кишечника, в первую очередь проксимального участка ободочной кишки и слепой кишки [33, 34]. Максимальное концентрирование, длительное пребывание ОРЧ и соответ-



ственно формирование наиболее высоких уровней облучения слизистой характерно для фундальной поверхности слизистой вентрального мешка рубца и сетки, а также слизистой сычуга [35, 36]. Отмеченные обстоятельства позволили нам при построении математической камерной модели для крупного рогатого скота ограничиться следующими камерами: преджелудки с депо фиксации на фундальной поверхности слизистой вентрального мешка рубца и сетки, сычуг и кишечник.

Следует отметить, что в транспорте кормовых масс в системе «сетка — книжка — сычуг» у крупного рогатого скота основное значение имеет высокое давление в сетке, создаваемое сильным стягиванием ее стенки и расслаблением сычуга. У овец превалирует сила засасывания содержимого книжкой [37], что в конечном итоге, по всей видимости, обуславливает основное концентрирование ОРЧ у овец в сычуге. Максимальное концентрирование, длительное пребывание ОРЧ и, соответственно, формирование наиболее высоких уровней облучения было характерно для фундальной поверхности слизистой сычуга [36]. Отмеченные обстоятельства позволили при построении математической камерной модели ограничиться следующими камерами: преджелудки, сычуг с депо фиксации на его фундальной складчатой поверхности, тонкий и толстый отделы кишечника.

Значения констант скорости транспорта для ОРЧ разных фракций, определяли с использованием простого комбинаторного перебора параметров по заданной сетке значений и критерия оптимальности (минимума суммы квадратов отклонений расчетной функции от экспериментальных результатов).

## **Результаты и обсуждение**

### *Поведение ОРЧ разных размеров в компонентах лугового биоценоза и уровни потребления частиц животными*

Результаты эксперимента показали, что распределение радиоактивных частиц по компонентам лугового биоценоза существенно зависит от времени после аэрального нанесения и размеров частиц. Под воздействием ветра и гравитации ОРЧ сравнительно быстро осыпаются с загрязненных растений. Осыпающиеся с травостоя частицы падают на базальные части растений, ветошь, дернину и на почву. Уже через 1 ч после аэрального загрязнения только от 30% до 40% частиц с размерами более 100 мкм содержится в надземной массе растений, а остальная часть



ОРЧ распределена примерно поровну между ветошью, дерниной и поверхностью почвы [25, 27].

Плотность аэрального загрязнения, а также среднее значение поступления частиц разных фракций в организм животных в течение экспериментальных выпасов представлены в табл. 2. Там же приведены коэффициенты скорости перехода радиоактивных частиц с пастбища в ЖКТ ( $\text{м}^2/\text{ч}$ ), определенные как отношение массы поступивших в организм животных частиц каждой фракции за 1 ч выпаса ( $\text{мг}/\text{ч}$ ) к плотности загрязнения пастбища частицами этой же фракции ( $\text{мг}/\text{м}^2$ ). Погрешность определения представленных данных не превышает 40%.

Таблица 2

**Параметры поступления радиоактивных частиц разных фракций в ЖКТ животных [27]**

№ эксперимента	Фракции частиц, мкм				
	<80	<100	100–200	200–400	400–800
Плотность выпадения частиц, $\text{мг}/\text{м}^2$					
Эксперимент 1	325	328	321	890	1588
Эксперимент 2	332	349	442	1024	1548
Среднее поступление частиц в ЖКТ животного, $\text{мг}/\text{ч}$					
Эксперимент 1	266	325	208	169	125
Эксперимент 2	263	329	222	206	145
Коэффициент перехода частиц с пастбища в ЖКТ, $\text{м}^2/\text{ч}$					
Эксперимент 1	0,82	1,0	0,65	0,18	0,08
Эксперимент 2	0,79	0,94	0,50	0,20	0,09

Из табл. 2 видно, что поступление ОРЧ в организм животных снижается с увеличением их размера и для частиц фракции (400–800) мкм оно меньше по сравнению с мелкодисперсными оплавленными радиоактивными частицами (ОРЧ) диаметром менее 100 мкм примерно в 10 раз.

Характер перераспределения радиоактивных частиц разных фракций в компонентах пищевой цепочки крупного рогатого скота показан на рис. 3.

Полученные данные показывают, что дисперсный состав радиоактивных частиц, поступивших в организм животных, отличается от дисперсности модельных выпадений и дисперсности частиц в наземной биомассе растительного покрова на момент



выпаса. Отмеченное обстоятельство связано с вариациями соотношения двух основных путей поступления выпавших частиц в организм животных: с пастбищной растительностью или с комочками почвы, дернины и ветоши [38].

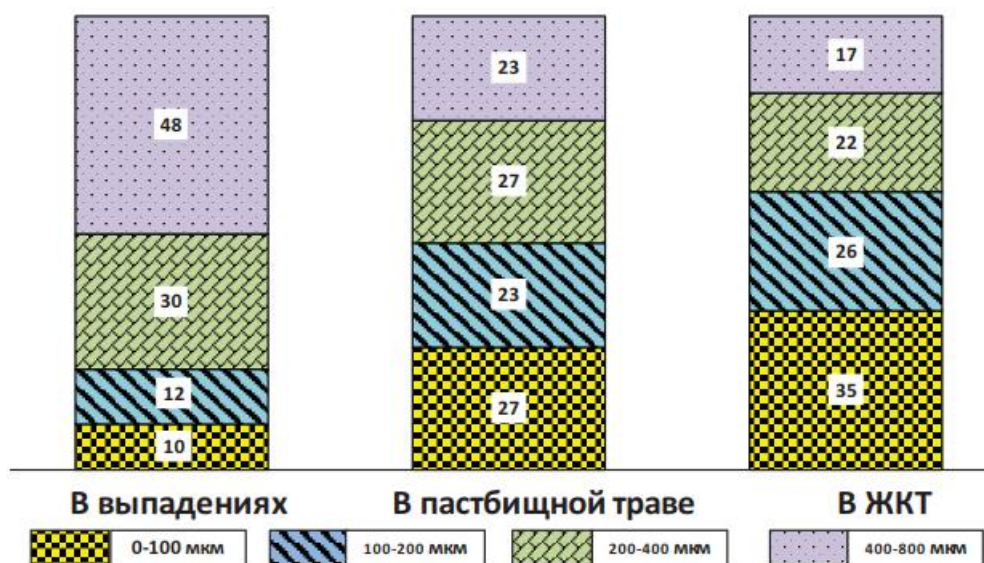


Рисунок 3. Перераспределение радиоактивных частиц разных фракций в компонентах пищевой цепочки крупного рогатого скота [27]

#### *Динамика изменения содержания ОРЧ разных размеров в отделах ЖКТ животных*

Динамика изменения содержания ОРЧ в отделах ЖКТ крупного рогатого скота представлена в табл. 3.

Согласно данным спектрометрического анализа содержимого и стенок отделов пищеварительного тракта нетелей через 12 ч после выпаса практически все количество поступивших радиоактивных частиц всех фракций находится в рубце (~80%). Через 3 сут в рубце присутствуют менее 15% частиц фракции до 80 мкм, менее 35% частиц фракции до 100 мкм и 40–50% частиц более крупных фракций. К 7 суткам в отделах желудка остается еще достаточно много частиц — 15–20% размером менее 100 мкм и 30–40% более крупных частиц. Спектрометрический анализ содержимого и стенки сычуга показал, что в сычуге к временному интервалу 1–3 сут накапливается 30–45% частиц всех размеров. В кишечнике содержание частиц разных фракций в период 12 ч — 7 сут в среднем составляло 4–6% от поступившего количества.



**Содержание ОРЧ разных фракций  
(% от поступившего количества) в отделах ЖКТ в зависимости  
от времени после экспериментального выпаса [25]**

Фракции ОРЧ	ч	Рубец	Сетка	Книжка	Сычуг	Кишечник	Содержание в организме
0-80 мкм	3	68.63	10.70	18.19	1.52	0.95	99.99
	12	48.67	6.52	21.25	18.27	5.26	99.97
	24	36.38	0.50	6.20	34.15	5.24	82.46
	72	10.08	0.19	2.81	43.81	5.26	62.15
	168	9.42	1.39	4.64	6.72	3.33	25.50
0-100 мкм	3	73.17	7.99	16.17	1.40	1.24	99.98
	12	54.40	4.76	25.53	7.33	7.39	99.40
	24	38.14	0.57	7.51	28.11	7.49	81.82
	72	30.88	0.13	2.97	36.38	5.98	76.34
	168	6.76	0.95	3.63	4.33	2.51	18.19
100-200 мкм	3	67.62	14.25	16.16	1.54	0.38	99.95
	12	64.32	12.55	10.66	9.17	2.92	99.63
	24	38.04	2.63	7.80	42.08	1.49	92.03
	72	46.03	0.00	1.73	30.78	6.15	84.69
	168	26.45	2.27	6.25	6.88	4.12	45.96
200-400 мкм	3	73.69	14.92	11.15	0.00	0.23	99.98
	12	66.08	23.80	1.23	7.07	1.42	99.60
	24	33.45	11.16	12.76	30.41	4.19	91.98
	72	36.45	2.48	6.85	32.49	4.97	83.24
	168	24.12	3.77	5.13	6.90	4.78	44.69
400-800 мкм	3	70.65	8.49	18.50	1.16	1.20	100
	12	46.70	14.44	17.50	16.55	3.86	99.06
	24	46.25	3.34	7.04	29.12	6.13	91.88
	72	47.02	2.75	1.10	28.35	2.98	82.20
	168	16.02	4.47	3.00	4.29	1.66	29.44

Формирование радиационной нагрузки при пероральном поступлении полидисперсных радиоактивных частиц зависит от параметров транспорта частиц в ЖКТ и их концентраций в содержимом отделов. В качестве примера на рис. 4 показано рас-

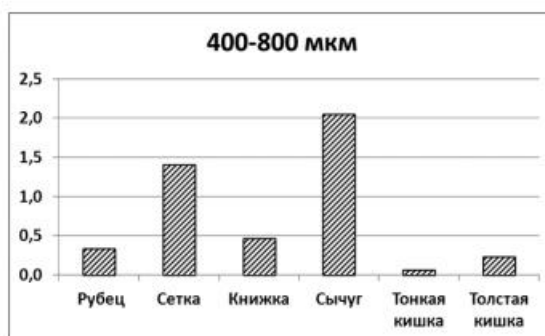
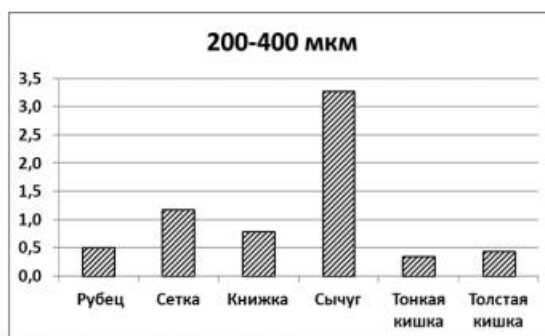
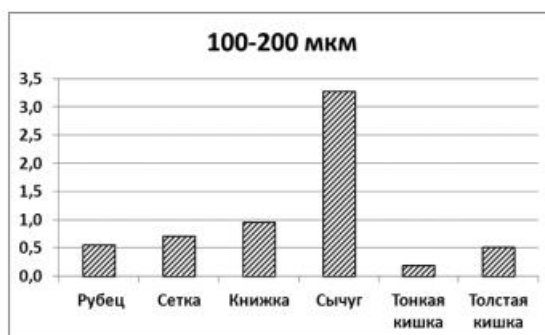
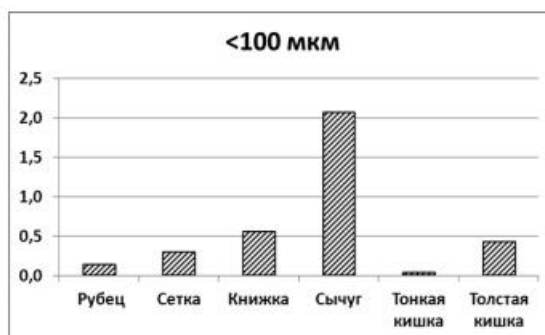
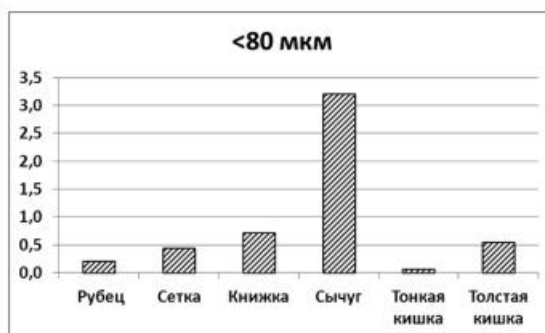


пределение концентраций ОРЧ разных фракций в отделах пищеварительного тракта крупного рогатого скота для наиболее продолжительного промежутка времени — через 168 ч после выпаса. Приведенные результаты [25] свидетельствуют о длительном пребывании силикатных радиоактивных частиц в отделах пищеварительного тракта крупного рогатого скота и увеличении депонирования ОРЧ с ростом размера частиц в сетке.

Аналогичные закономерности распределения ОРЧ в ЖКТ были получены у овец [23]. Динамика изменения во времени содержания ОРЧ с размерами 80–160 мкм в отделах желудка и в кишечнике пищеварительного тракта овец после однократного поступления радиоактивных частиц представлена в табл. 4.

В отличие от радиоактивных растворов при пероральном поступлении радиоактивных частиц возрастает роль контактного облучения стенки ЖКТ, особенно отделов желуд-

*Рисунок 4. Распределение концентраций радиоактивных частиц разных фракций в отделах пищеварительного тракта крупного рогатого скота через 168 ч после выпаса (% от поступившего количества в 1 кг содержимого отдела)*





ка. В связи с этим особое внимание уделялось изучению концентрации частиц на стенках отделов ЖКТ. Результаты спектрометрического и радиометрического анализа стенок ЖКТ показали депонирование радиоактивных частиц преимущественно на фундальной поверхности стенки сычуга овец.

Таблица 4.

**Содержание ОРЧ (% от поступившего количества)  
в отделах ЖКТ овец в зависимости от времени после  
однократного поступления [23]**

Время убоя, ч	Кол-во животных	Рубец	Сетка	Книжка	Сычуг	Тонкий отдел кишечника	Толстый отдел кишечника
6	2	70.75±11.25	5.80±2.20	9.00±5.10	12.10±3.60	1.70±0.10	0.74±0.02
12	2	51.75±8.55	2.95±1.65	3.55±0.75	29.90±6.20	2.20±0.30	8.80±0.20
16	7	36.53±7.00	3.40±3.14	3.16±1.37	37.43±6.03	4.73±2.20	13.03±6.25
34	1	26.5	0.86	2.9	30.7	9.7	8.5
40	5	9.84±6.69	0.40±0.23	0.51±0.30	33.50±10.68	13.26±3.79	14.80±6.84
64	8	2.61±0.84	0.39±0.35	0.25±0.23	44.85±9.95	1.96±1.45	6.80±2.35
86	4	0.58±0.27	0.04±0.01	0.06±0.04	22.70±16.20	0.75±0.28	3.35±1.05

*Математические модели транспорта полидисперсных ОРЧ  
в ЖКТ крупного рогатого скота и овец*

На рис. 5 представлена камерная модель пищеварительного тракта крупного рогатого скота, позволяющая получить изменение во времени содержания радиоактивных частиц в отделах ЖКТ.

На рис. 5а приняты следующие обозначения:

$q_{0j}$  — количество  $j$ -ой фракции, однократно поступившее в организм животного, принятое равным 100% для каждой фракции частиц;

$q_{1j}, q_{2j}, q_{3j}, q_{4j}$  — содержание ОРЧ  $j$ -ой фракции в отделах ЖКТ, показанных на рис. 4б;

$q_{\text{пр}j} = q_{1j} + q_{2j}$  — содержание ОРЧ  $j$ -ой фракции в преджелудках;

$U_j$  — резервуар выведения;

$k_{1j}, k_{2j}, k_{3j}, k_{4j}$  — константы скорости выведения ОРЧ  $j$ -ой фракции из соответствующих отделов ЖКТ крупного рогатого скота,  $\text{ч}^{-1}$ ;



$t$  — время, прошедшее после окончания экспериментального периода выпаса.

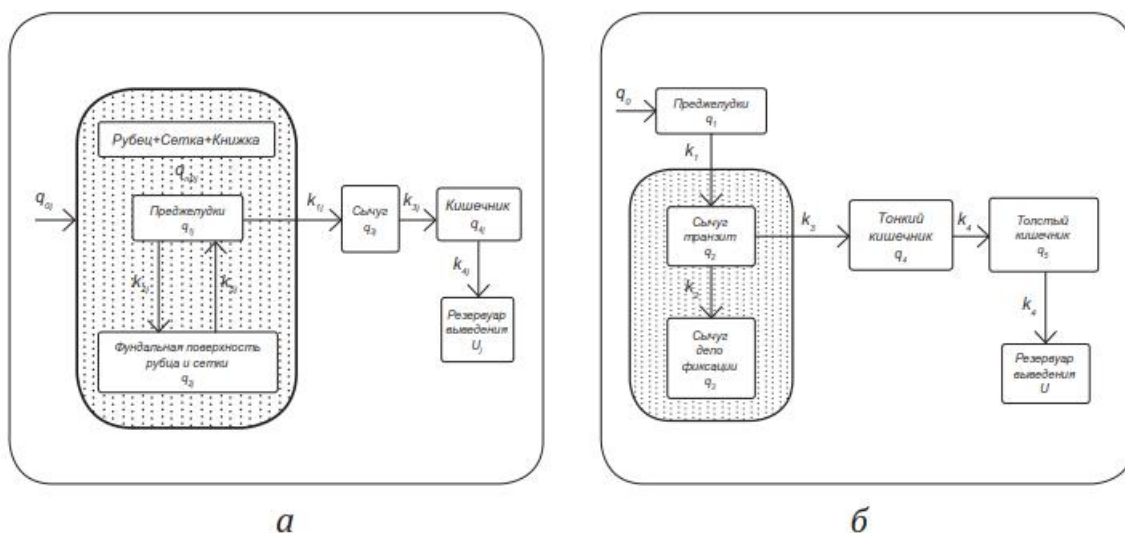


Рисунок 5. Камерные модели ЖКТ крупного рогатого скота (а) и овец (б) для описания транспорта полидисперсных ОРЧ

На рис. 5б приняты следующие обозначения:

$q_0$  — количество ОРЧ, однократно поступившее в организм животного, принятое равным 100%;

$q_1, q_2, q_3, q_4, q_5$  — содержание ОРЧ в отделах ЖКТ, показанных на рис. 4б;

$q_{\text{сыч}} = q_2 + q_3$  — содержание ОРЧ в сычуге;

$U$  — резервуар выведения;

$k_1, k_2, k_3, k_4, k_5$  — константы скорости выведения ОРЧ из соответствующих отделов ЖКТ овец,  $\text{ч}^{-1}$ ;

$t$  — время, прошедшее после однократного поступления ОРЧ с кормом в организм овец.

Принятые приближения в полной мере оправданы для дозиметрических расчетов в случае поступления частиц, содержащих молодые продукты ядерного деления с учетом большой скорости их радиоактивного распада.

Полученные значения констант скорости транспорта для ОРЧ разных фракций в ЖКТ крупного рогатого скота [39] приведены в табл. 5.

В качестве примера на рис. 6 показаны результаты расчетов согласно камерной модели в сравнении с экспериментальными данными изменения содержания ОРЧ с размерами 100–200 мкм в отделах ЖКТ крупного рогатого скота после однократного поступления частиц с кормом.



Таблица 5.

### Параметры камерной модели ЖКТ крупного рогатого скота

Фракция, (j)	Диаметр ОРЧ, мкм	Параметры модели			
		$k_{1j}$	$k_{2j}$	$k_{3j}$	$k_{4j}$
1	<80	0.039	0.005	0.020	0.100
2	<100	0.033	0.006	0.020	0.065
3	100–200	0.019	0.007	0.014	0.063
4	200–400	0.018	0.008	0.018	0.085
5	400–800	0.017	0.009	0.020	0.090

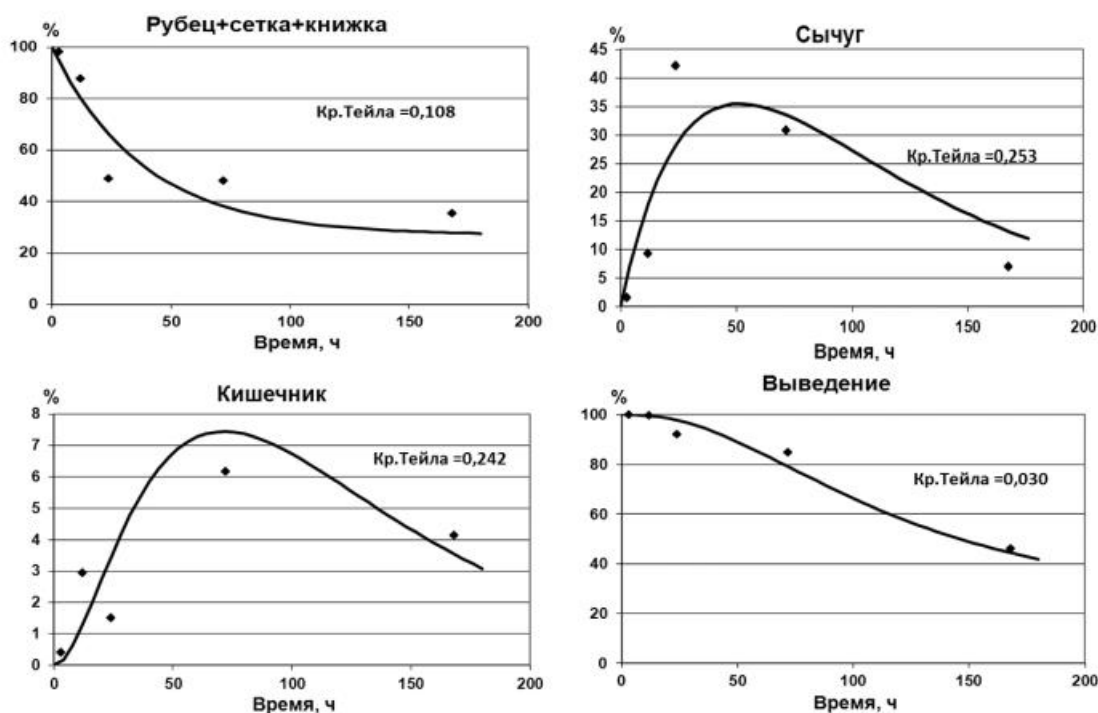


Рисунок 6. Динамика изменения содержания ОРЧ с размерами 100–200 мкм в отделах пищеварительного тракта крупного рогатого скота (% от поступившего количества, — расчет, ◆ — эксперимент)

Результаты расчетов динамики транспорта ОРЧ в ЖКТ овец согласно камерной модели, показанной на рис. 5б, позволили оценить оптимальные значения констант скорости транспорта, представленные в табл. 6.

Учитывая сложность процессов пищеварения, особенности транспорта содержимого и радиоактивных частиц, а также многокамерное строение желудка жвачных животных, полученное [39] согласно критерию Тейла соответствие между экспериментальными и расчетными данными для крупного рогатого скота (0,030–0,421) и овец (0,037–0,375) можно считать удовлетворительным.



К сожалению, использование большего числа экспериментальных животных в радиологических экспериментах на крупных сельскохозяйственных животных ограничивается не только экономическими соображениями, но в значительной степени чрезвычайной трудоемкостью подобных исследований и сложностью соблюдения требований радиационной безопасности.

Таблица 6

### Параметры камерной модели ЖКТ овец

Условие	Параметры модели, ч <sup>-1</sup>				
	$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_4$	$k_5$
$k_1 \neq k_2 + k_3$	0.0480	0.0095	0.0480	0.1200	0.0900
$k_1 = k_2 + k_3$	0.0480	0.0085	0.0395	0.1200	0.0900

Полученные результаты, характеризующие транспорт радиоактивных частиц, позволяют провести сравнительный анализ показателей транспорта полидисперсных частиц с аналогичными параметрами транспорта кормовых масс в пищеварительном тракте животных, представленных в публикациях зарубежных и отечественных авторов.

#### Выведение ОРЧ и кормовых масс из преджелудков

Результаты математического моделирования динамики выведения частиц из преджелудков крупного рогатого скота показали существенную зависимость константы скорости транспорта от размеров ОРЧ. Константы скорости выведения радиоактивных частиц из преджелудков крупного рогатого скота ( $k_{ij}$ ) монотонно уменьшаются с ростом диаметра частиц от 0,039 ч<sup>-1</sup> до 0,017 ч<sup>-1</sup> (рис. 7).

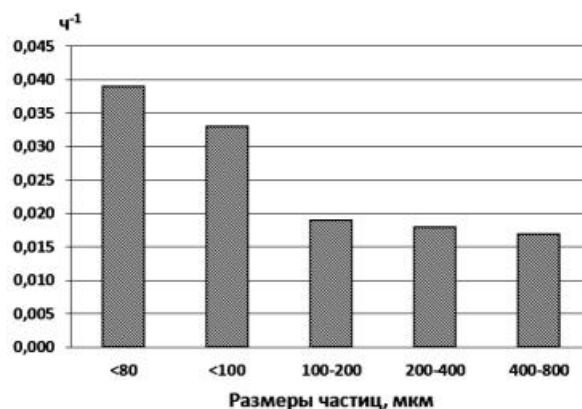


Рисунок 7. Константы скорости выведения радиоактивных частиц из преджелудков крупного рогатого скота в зависимости от размеров ОРЧ



Константа скорости депонирования радиоактивных частиц ( $k_{2j}$ ) монотонно растет с увеличением размеров ОРЧ от  $0,005 \text{ ч}^{-1}$  до  $0,009 \text{ ч}^{-1}$ . Максимальная величина депонирования для  $j$ -ой фракции частиц определяется выражением

$$q_{2j} = \frac{k_{2j} q_{0j}}{k_{1j} + k_{2j}}$$

При этом величина максимального депонирования растет с увеличением размера частиц от 10–15% для мелких фракций до 25–35% для крупных фракций.

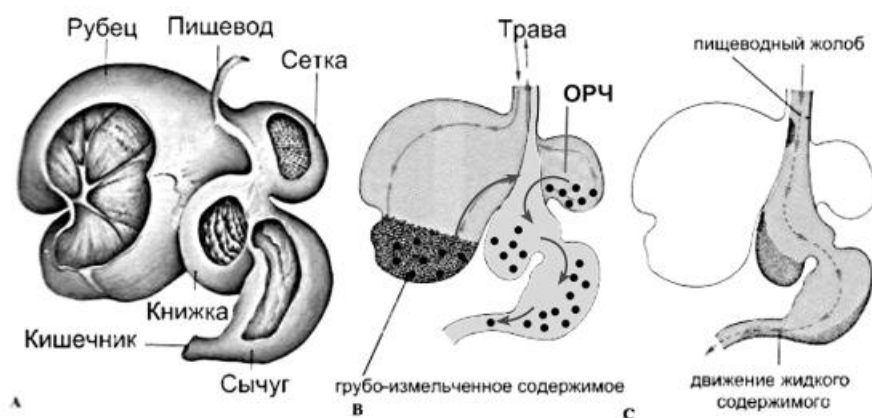
Результаты настоящей работы показывают, что характер транспорта силикатных частиц в преджелудках отличается от передвижения кормовых масс. Частицы корма в результате последовательных сокращений дорсального и вентрального отделов рубца подвергаются своеобразному разделению по размерам и плотности. Мелкие частицы корма при сокращениях переходят в сетку и затем в последующие отделы ЖКТ (рис. 8).

Под влиянием сокращений рубца и сетки содержимое рубцово-сетковой полости находится в постоянном движении и совершает спиралеобразный путь (рис. 1, 8). Частицы содержимого рубца имеют размеры от нескольких микрон до нескольких сантиметров и представляют гетерогенную по физико-химическим характеристикам смесь [41]. Размельчение частиц корма происходит в полостях преджелудков за счет мацерации, а также в результате постоянных сжиманий и перемешиваний, вызванных сокращениями стенок. Жидкая компонента содержимого с примесью мелких кормовых частиц эвакуируется через сетко-книжковое отверстие. После дополнительной фильтрации и концентрирования содержимое из межлистковых ниш книжки поступает в сычуг. В отличие от жидкой суспензии крупные частицы возвращаются в ротовую полость для дополнительного размягчения и обогащения слюной (рис. 1).

Стабильная моторика книжки определяет процесс выведения гомогенной массы содержимого и ОРЧ согласно кинетике первого порядка [42] с константами скорости транспорта из преджелудков, зависящими от предыстории поведения частиц корма и ОРЧ в рубце и сетке. Силикатные частицы, поступая в жидкое содержимое вентрального мешка рубца, под воздействием силы тяжести и моторики рубца выседают на его абсорбирующей ворсинчатой фундальной поверхности (рис. 8б, 9а), а затем при сокращениях вентрального мешка постепенно выводятся в область



рубцово-сеткового отверстия, в сетку и книжку [36]. У крупного рогатого скота минимальное содержание сухого вещества приходится на содержимое сетки и составляет 5–7% [33], что обуславливает быстрое гравитационное выседание и затем задерживание ОРЧ в ячейках фундальной поверхности этого отдела ЖКТ (рис. 8b, 9б) под действием высокого давления [37].



*Рисунок 8. Движение кормовых масс, жидкого содержимого и ОРЧ в 4-х камерном желудке жвачных ([40] с изменениями)*



*Рисунок 9. Ворсинки рубца (a), ячеистое строение стенки сетки (b) и складчатая поверхность слизистой сычуга (c) [40]*



Подтверждением данного предположения служит характеристика депонирования ОРЧ крупных фракций в сетке коров (рис. 3) и дозиметрическая картина облучения слизистой ЖКТ с максимальными уровнями облучения слизистой вентрального мешка рубца, сетки и сычуга. Так, при поступлении с кормом ОРЧ с размерами 80–160 мкм в организм бычков максимальные поглощенные дозы  $\beta$ -излучения на фундальной поверхности вентрального мешка рубца в области рубцово-сеткового отверстия и в сетке были примерно в 5 раз больше средних поглощенных доз [23]. Указанные обстоятельства позволили нам ввести в камерную модель депо фиксации на фундальной поверхности вентрального мешка рубца в области его преддверия и в сетке. Более быстрое перемещение силикатных частиц из вентрального мешка рубца в его преддверие в сравнении с крупными частицами корма, участвующими в процессе жвачки, и депонирование ОРЧ в области рубцово-сеткового отверстия и в сетке, в конечном итоге, приводят к тому, что константы скорости выведения силикатных частиц и частиц корма из преджелудков оказываются сопоставимыми. Так, константы скорости выведения содержимого из преджелудков крупного рогатого скота в зависимости от вида корма и суточной массы рациона лежат в диапазоне от 0,01 до 0,045 ч<sup>-1</sup> [32, 43], а аналогичные параметры для силикатных частиц в с уменьшением их размеров составляют величины от 0,019 до 0,039 ч<sup>-1</sup>. Следует отметить, что значительные вариации констант скорости выведения кормовых масс из преджелудков в основном связаны с существенной зависимостью моторики рубца от качества кормов по показателю нейтрально детергентной клетчатки (НДК). Корма с быстро деградируемой НДК в рубце, могут проходить через желудочно — кишечный тракт с большей скоростью, способствуя потреблению повышенного количества корма. С ростом НДК константа скорости выведения содержимого из преджелудков овец растет от 0.03 до 0.075 ч<sup>-1</sup> [44]. Для силикатных радиоактивных частиц с размерами 80–160 мкм, полученное в работе значение  $k_1$  для овец равно 0.048 ч<sup>-1</sup>. Следует отметить, что управление пищеварительными процессами осуществляется через нервные и гуморальные механизмы, деятельность которых также зависит от параметров содержимого ЖКТ (обратные связи) [45]. Корма с быстро деградируемой НДК в рубце, могут проходить через ЖКТ с большей скоростью, способствуя потреблению повышенного количества корма [44].



Экспериментальные данные показывают, что с увеличением размера частиц возрастает их концентрация в сетке крупного рогатого скота (депо фиксации в камерной модели) и для всех фракций ОРЧ характерны высокие концентрации частиц в сычуге коров (рис. 3) и овец (табл. 4).

#### *Динамика изменения содержания ОРЧ в сычуге*

Математическое моделирование процесса накопления и выведения радиоактивных частиц в сычуге крупного рогатого скота позволило получить константы скорости выведения частиц из сычуга ( $k_{3j}$ ), которые не зависели от размеров ОРЧ и изменялись в диапазоне от  $0,014 \text{ ч}^{-1}$  до  $0,02 \text{ ч}^{-1}$ . Полученные значения константы скорости выведения силикатных частиц из сычуга оказались значительно меньше величин константы скорости выведения химуса ( $0,25\text{--}0,50 \text{ ч}^{-1}$ ) [46]. Принимая во внимание, что константа скорости выведения является обратной величиной среднего времени пребывания содержимого в рассматриваемом отделе ЖКТ при условии инъекции радиоактивного вещества в данный отдел и быстрой гомогенизации радионуклидов в содержимом этого отдела, несложно провести сравнение среднего пребывания ОРЧ и химуса в сычуге. Если среднее время пребывания химуса в сычуге крупного рогатого скота в зависимости от рациона кормления составляет от 2 до 4 ч, то среднее время пребывания радиоактивных силикатных частиц значительно больше и составляет 50–70 ч. Данное обстоятельство обусловлено гравитационным выседанием ОРЧ в содержимом и торможением более тяжелых по сравнению с химусом силикатных частиц на слизистой сычуга, высланной множеством складок (рис. 9с).

Аналогичные результаты были получены для транспорта ОРЧ с размерами 80–160 мкм в ЖКТ овец. У овец наиболее жидкая консистенция содержимого характерна для сычуга, содержание сухого вещества в котором не более 4.5–5.5% [16]. Константы скорости выведения химуса из сычуга овец достаточно велики и составляют величины от 0.25 до  $1.12 \text{ ч}^{-1}$  [36], в то время как для ОРЧ они значительно меньше ( $0.04\text{--}0.05 \text{ ч}^{-1}$ ), причем часть силикатных радиоактивных частиц (до 18%) выседают из жидкого содержимого и фиксируется в складках слизистой сычуга. Отмеченное обстоятельство в корне меняет часто используемое представление сычуга как транзитного отдела, оказывающего незначительное влияние на характеристики транспорта в ЖКТ жвачных животных. Такое представление в основном оправдано



для описания транспорта частиц корма и водной составляющей химуса [16, 17, 34]. В отличие от частиц корма и водной составляющей химуса в процессе транспорта силикатных частиц сычуг играет весьма значительную роль.

#### *Динамика изменения содержания ОРЧ в кишечнике*

Константа скорости выведения ОРЧ с размерами 80–160 мкм из тонкого отдела кишечника овец ( $0,12 \text{ ч}^{-1}$ ) оказалась вдвое меньше аналогичных параметров для содержимого (более  $0,2 \text{ ч}^{-1}$  [39]), что связано с замедлением транспорта частиц в жидком содержимом этого отдела. Для толстого отдела кишечника параметры транспорта ОРЧ и содержимого [39] сравнимы.

Динамика накопления и выведения радиоактивных частиц из кишечника крупного рогатого скота практически не зависела от диаметра радиоактивных частиц в исследуемом диапазоне размеров ОРЧ. Полученные значения константы скорости выведения ОРЧ из кишечника ( $k_{4j}$ ) составили от  $0,063 \text{ ч}^{-1}$  до  $0,10 \text{ ч}^{-1}$ , которые примерно соответствуют величине аналогичного параметра выведения содержимого кишечника, составляющего в среднем  $0,07 \text{ ч}^{-1}$  [43]

#### *Динамика выведения ОРЧ и кормовых масс из организма животных*

Выведение из организма крупного рогатого скота замедляется с ростом размеров частиц в связи с более существенным депонированием частиц крупных размеров на фундальной поверхности вентрального мешка рубца и в сетке. Анализ экспериментальных данных [23] и результатов расчета согласно камерной модели показал, что выведение из организма животных полидисперсных радиоактивных силикатных частиц ( $F_j = 1 - U_j$ ) может быть аппроксимировано с использованием простого экспоненциального представления:

$$F_j(t) = q_{0j} e^{\frac{-0,693 \cdot t}{T_{1/2j}}} ; \quad (1)$$

где  $T_{1/2j}$  — период полувыведения ОРЧ  $j$ -ой фракции.

Коэффициенты детерминации ( $R^2$ ) для данного приближения изменялись в пределах от 0,93 до 0,98. При этом периоды полувыведения из организма животных мелких фракций (до 100 мкм) составили от 68 до 83 ч, а крупных фракций (более 100 мкм) — от 94 до 148 ч. Выведение из организма овец в целом для ОРЧ с раз-



мерами 80–160 мкм также может быть приближенно аппроксимировано с использованием простого экспоненциального представления с периодом полувыведения, составившем 63 ч.

Интересно отметить, что для жвачных животных характерно замедление скорости транспорта кормовых масс в ЖКТ с ростом размеров частиц корма и их плотности, изменяющейся от 0,9 до 1,4 г/см<sup>3</sup> [23]. Данная тенденция ярко выражена в случае перорального поступления инертных частиц из материалов с более высокой плотностью [15]. Полученные в настоящей работе периоды полувыведения частиц с размерами до 100 мкм сравнимы со временем выведения из организма телят 50% силикатных частиц, меченных <sup>46</sup>Sc, с размерами 44–86 мкм (61 ч) и существенно больше этого же показателя для частиц корма (39 ч), меченных <sup>144</sup>Ce – <sup>144</sup>Pr [48]. Для частиц крупных фракций (более 100 мкм) периоды полувыведения примерно согласуются с данными по выведению из организма телят 50% силикатных частиц с размерами 88–176 мкм — 104 ч [48].

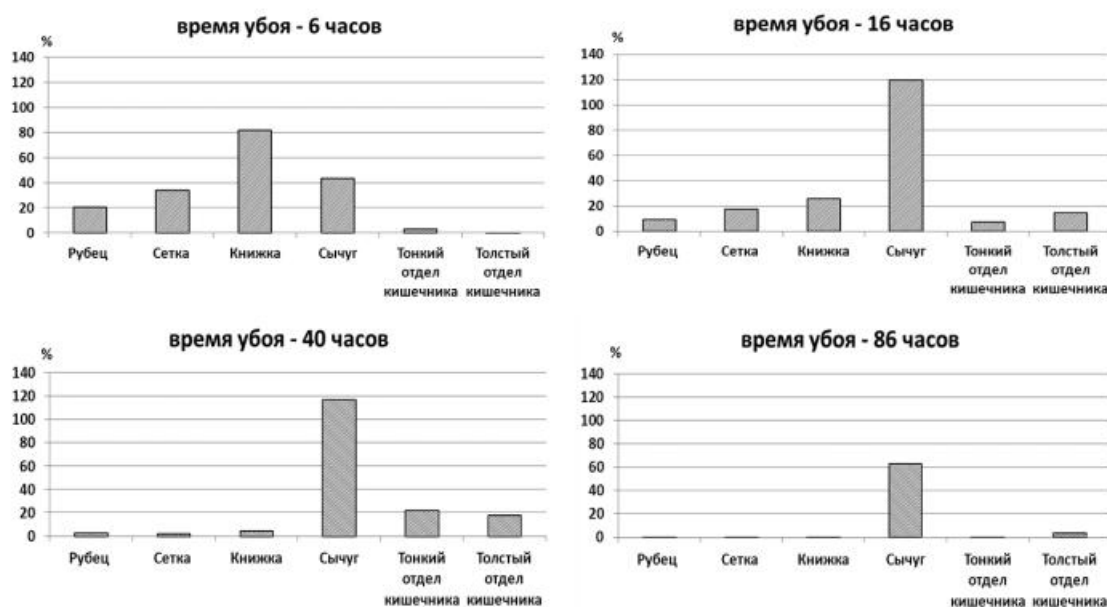
Используя представленные параметры транспорта химуса в отделах ЖКТ крупного рогатого скота, была проведена адаптация настоящей модели к задаче выведения из организма содержимого из организма телят. При этом было принято, что  $k_1 = 0,04 \text{ ч}^{-1}$ ,  $k_2 = 0$ ,  $k_3 = 0,3 \text{ ч}^{-1}$ ,  $k_4 = 0,07 \text{ ч}^{-1}$ . В этом случае время выведения 50% перорально поступивших кормовых масс из организма телят составило 36 ч, что удовлетворительно согласуется с результатами [48] — 39 ч. Следует отметить, что при заданных параметрах транспорта для химуса отделов ЖКТ кривая выведения не аппроксимируется выражением вида (1). Как отмечалось выше, выведение содержимого у жвачных в основном обусловлено моторикой преджелудков, а также перистальтикой слепой кишки и проксимального участка ободочной кишки — ярко выраженными процессами с разными константами скорости выведения, которые удовлетворительно описываются с использованием двухкамерной модели ЖКТ и соответственно двух экспоненциальных членов [34, 42]. В связи с данным обстоятельством выведение содержимого из организма животных часто характеризуют не периодом полувыведения, а временем выведения 50% поступивших кормовых масс.

#### *Дозиметрическая картина облучения слизистой ЖКТ*

Особенности транспорта ОРЧ в ЖКТ жвачных заключаются в существенном замедлении, по сравнению с кормовыми массами, их перемещения в отделах с наиболее жидкой консистенци-



ей содержимого. В частности, у овец минимальное содержание сухого вещества приходится на содержимое сычуга и составляет 4.5–5.5% [36]. Данное обстоятельство в сочетании с морфологией слизистой (рис. 8с) определяют лидирующее положение сычуга в процессе задержки транспорта ОРЧ. Ярким подтверждением этого процесса служит распределение концентраций радиоактивных частиц в отделах пищеварительного тракта овец на разные сроки после однократного поступления, полученное с использованием данных табл. 1 и массы содержимого отделов ЖКТ (рис. 10) [23].



*Рисунок 10. Распределение концентраций радиоактивных частиц в отделах пищеварительного тракта овец (% от поступившего количества в 1 кг содержимого отдела) на разные сроки после однократного поступления ОРЧ*

Измерения мощностей поглощенных доз на поверхности слизистой отделов ЖКТ были выполнены в эксперименте на 4 овцах после убоя животных через 16 и 40 ч с момента однократного поступления с кормом модельных ОРЧ с размерами 80–160 мкм. При проведении экспериментального исследования основное внимание уделялось формированию поглощенных доз  $\beta$ -излучения на поверхности слизистой сычуга, которая подвергалась наибольшему радиационному поражению. Сопоставление приведенных ко времени 16 ч (с поправкой на изменение средней энергии  $\beta$ -излучения) распределений мощностей поглощенных доз на поверхности стенки сычуга овец через 16 и 40 ч с помощью



непараметрического серийного критерия согласия показало, что полученные выборки можно отнести к одной генеральной совокупности. Одинаковый характер распределений мощностей доз через 16 и 40 ч позволяет предположить относительное постоянство во времени формы локализованного в сычуге источника  $\beta$ -излучения. Полученные распределения мощностей поглощенных доз на дорсальной и фундальной поверхностях слизистой сычуга использовали для оценки распределения поглощенных доз по всей площади слизистой сычуга. Так как детекторы были распределены на фундальной и дорсальной поверхностях слизистой сычуга равномерно, полагали, что распределение участков площадей слизистой  $\Delta S_k$  по уровню  $\beta$ -облучения в диапазонах мощностей доз  $\Delta P_{nk}$  по измерениям  $n_k$  детекторов пропорционально  $n_k/n_0$ , где  $n_0$  — общее количество детекторов ( $\sim 200$ ). Для оценки площадей облучения использовали значение эффективного радиуса сычуга, составляющее 8.3 см без учета складок [23]. Полученное распределение мощностей поглощенных доз по площади стенки сычуга с удельной активностью содержимого 37 МБк/кг, приведенное к 16 ч после однократного поступления ОРЧ дано в табл. 7.

Таблица 7.

**Распределение мощностей поглощенных доз по площади стенки сычуга с удельной активностью содержимого 37 МБк/кг, приведенное к 16 ч после однократного поступления ОРЧ**

$\Delta P_{nk}$ , сГр/ч	$P_k \pm s$ , сГр/ч	$\Delta S_k / S_0$ , %	$\Delta S_k$ , см <sup>2</sup>	$\Psi(\Delta S_k)$ , отн. ед.
< 0.1	0.018 ± 0.017	44.2	382.4	0.023
0.1–0.5	0.20 ± 0.17	17.3	149.7	0.260
0.5–1.0	0.73 ± 0.11	7.3	63.2	0.95
1.0–1.5	1.25 ± 0.10	6.0	51.9	1.62
1.5–2.0	1.70 ± 0.11	7.3	63.2	2.20
2.0–3.0	2.60 ± 0.18	6.7	58.2	3.40
3.0–4.5	3.80 ± 0.23	5.2	45.0	4.90
4.5–6.0	5.0 ± 0.5	3.1	26.8	6.50
6.0–8.0	6.8 ± 0.9	1.7	14.7	8.80
> 8.0	13.0 ± 2.3	1.0	8.6	16.9
	$P_{cp} = 1.0$	$S_0 = 100$	$S_0 = 865.3$ см <sup>2</sup>	$P_{cp} / P_p = 1.3$



Данные табл. 4 использовали для расчета мощности поглощенной дозы, усредненной по всей поверхности стенки сычуга, которая составила 1.0 сГр/ч.

Экспериментально полученное значение средней мощности поглощенной дозы удовлетворительно согласуется с расчетной мощностью дозы ( $P_p$ ) в геометрии полубесконечного изотропного источника [36], которая составляет 0.77 сГр/ч. Учитывая полученное согласие экспериментальных и расчетных данных, для средней поглощенной дозы, сформированной на площади  $\Delta S_k$  слизистой сычуга, можно принять следующее выражение:

$$D_{cp}(\Delta S_k) = D_{расч} \cdot \Psi(\Delta S_k), \quad (2)$$

где  $\Psi(\Delta S_k)$  — отношение экспериментально полученного среднего значения мощности поглощенной дозы  $\beta$ -излучения  $P_k$  к расчетному значению мощности поглощенной дозы при условии однородного распределения ОРЧ в содержимом сычуга с удельной активностью 37 МБк/кг,

$D_{расч}$  — расчетное значение поглощенной дозы при условии однородного распределения ОРЧ в содержимом сычуга, определенное с использованием зависимости изменения содержания ОРЧ в сычуге от времени, которое согласно камерной модели (рис. 5б), имеет вид:

$$q_{сыч} = q_2 + q_3 = \frac{k_2 q_0}{k_2 + k_3} + \frac{(k_1 - k_2) q_0}{k_2 + k_3 - k_1} e^{-k_1 t} - \frac{k_1 k_3 q_0}{(k_2 + k_3 - k_1)(k_2 + k_3)} e^{-(k_2 + k_3)t}; \quad (3)$$

Представленные дозиметрические данные были использованы при анализе радиационного поражения слизистой сычуга оплавленными радиоактивными частицами. Площадь язвенно-некротического поражения слизистой сычуга при летальном исходе животных достигала 120 см<sup>2</sup> [23].

Особенности транспорта ОРЧ приводят к формированию в сычуге высоких уровней облучения, которые определяют исход радиационного поражения жвачных животных в виде язвенно-некротического поражения слизистой, которое, в частности, и явилось причиной «необычной» гибели овец на следе наземного ядерного взрыва в период ядерных испытаний в штате Невада (США) в 1953 г. [10].

### Заключение

Представленные результаты свидетельствуют о существенном отличии закономерностей транспорта в ЖКТ радиоактив-



ных силикатных частиц от транспорта радиоактивных растворов. При поступлении раствора молодых продуктов ядерного деления наиболее высокие концентрации радионуклидов в содержимом ЖКТ связаны с сорбцией и концентрированием радионуклидов на частицах корма и наблюдаются в отделах, отличающихся высоким содержанием сухого вещества — в книжке, слепой кишке, конечной части ободочной кишки и прямой кишки [49–51]. В случае же потребления животными силикатных радиоактивных частиц, последние существенно отличаются характером транспорта от транспорта, как водной составляющей химуса, так и кормовых масс. Закономерности транспорта ОРЧ зависят от двигательной функции аппарата пищеварения, консистенции содержимого и морфологических особенностей строения слизистой (фундальная ворсинчатая поверхность вентрального мешка рубца, ячеистая стенка сетки и складчатая слизистая сычуга), способствующих замедлению транспорта и депонированию ОРЧ в отделе ЖКТ овец с минимальным содержанием сухого вещества — сычуге.

Полученные константы скорости транспорта радиоактивных силикатных частиц могут быть приняты во внимание для разработки камерных моделей транспорта радиоактивных частиц в ЖКТ овец и оценки уровней внутреннего облучения животных при загрязнении окружающей среды радиоактивными частицами различного генезиса [3].

Работа выполнена в рамках проекта МАГАТЭ 17988 «Effects of Radioactive Particles on Radionuclide Transfer and Dose Forming in Plants and Animals».

### Список литературы

1. Алексахин Р. М. Проблемы радиоэкологии: Эволюция идей. Итоги. М.: РАСХН. 2006. 880 С.
2. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. IAEA. Vienna. 2010. 194 P.
3. Radioactive particles in the Environment: Sources, Particle Characterization and Analytical Techniques. IAEA-TECDOC-1663. IAEA. Vienna. 2011. 77 P.
4. Лоцилов Н. А., Кашпаров В. А., Поляков В. Д., Процак В. П., Юдин Е. Б., Журба М. А., Паршаков А. Е. Ядерно-физические характеристики горячих частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС. //Радиохимия. — 1992, N4, с. 113–125.



5. Гритченко З. Г., Кузнец Ю. В. «Горячие» частицы 2-го рода в пойменных почвах реки Енисей // Радиохимия. 2001, т. 43, № 6.
6. Гаргер Е. К. Вторичный подъем радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы. Чернобыль: НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС. 2008. 192 с.
7. Санжарова Н. И., Фесенко С. В., Недбаевская Н. А., Алексин Р. М. Аэральное загрязнение агроэкосистем после аварии на Чернобыльской АЭС. Радиационная биология. Радиозэкология. 2001. Т. 41. № 4 С. 408–414.
8. Show S., Green N. The availability of soil-associated radionuclides for uptake after inadvertent ingestion by human. NRPB-W17. National Radiological Protection Board. Chilton. 2002. p. 27.
9. Herlin A. H., Andersson I. Soil Ingestion in farm animals. A review. Lund: Swedish University of agricultural science. JBT. Rapport 105. 1996. 35 p.
10. Koranda J. J., Anspaugh Y. C., Ng Y. C. Reconstruction of radiation doses to sheep in penoyer valley, NV, exposed to fallout from Shot Nancy in 1953. Health Phys. 1982. v. 43. № 1. p. 105–106.
11. Козьмин Г. В., Спирин Е. В., Шевченко А. С., Гейшин М. А. Реконструкция дозовых нагрузок на сельскохозяйственных животных, сформировавшихся в период ядерных испытаний // Вестник научной программы Семипалатинского полигона. 1996. № 1(9). С. 77–81.
12. Гордеев К. И., Лебедев А. Н., Савкин М. Н. Метод ретроспективного восстановления параметров радиационной обстановки, определяющей внутреннее облучение населения на следе ядерного взрыва. Вестник научной программы “Семипалатинский полигон -Алтай”. 1994 г. № 1. с. 57–96.
13. Mailand H. F., Shewmarker G. E., Bull R. C. Soil ingestion by cattle grazing crested wheatgrass // Journal of range management. 1977. V. 80. № 4. p. 264–265.
14. Hyden S. The use of reference substances and the measurements of flow in the alimentary tract / In: Digestive physiology and nutrition of ruminants / Ed. D. Lewis. London, Butterwoths. 1961. p. 35–47.
15. Hoelzel F. The rate of passage of inert materials through the digestive tract. // American Journal of Physiology. 1930. V. 92. P. 466–497.
16. Feichney C. J., Griffiths D. A. Behaviour of solute and particle markers in the stomach of sheep given a concentrate diet // British J. Nutrition. 1978. V 40. № 1 p. 71–81.
17. Feihney C. J. Interpretation of the fecal excretion patterns of solute and particle markers introduced into rumen of sheep // J. Agr. Sci. Camb. 1983. № 101. p. 575–581.



18. Munn A. J., Tomlinson S., Savage T., Clauss, M. Retention of different-sized particles and derived gut fill estimate in tammar wallabies (*Macropus eugenii*): physiological and methodological considerations // *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A: Molecular and Integrative Physiology*. 2012. 161 (2), 243–249.

19. Miller J. K., Byrne W. F., Lyke W. A. Comparison of fecal excretions of scandium-46 tagged sand and soluble cerium-144 by calves // *Health Phys.* 1972. V 22. № 5. p. 461–465.

20. Johnson I. E., Lovaas A. J. Retention of simulated fallout by sheep and cattle // *Survival of food crops and livestock in the event of nuclear war: Proc. of Symposium Brookhaven National Lab.* / Ed. D. W. Bensen and A. N. Sparrow. Sept. 15–18, 1970. USA. Oak Ridge. 1971. p. 173–177.

21. Козьмин Г. В., Епимахов В. Г. Закономерности поведения радиоактивных частиц в пищевой цепочке и желудочно-кишечном тракте крупного рогатого скота // *Радиационная биология. Радиозэкология*. 2015. Т. 55. № 6. С. 632–646.

22. Sasser L. B., Bell M. C., West J. L. Simulated fallout radiation effects on sheep // *Proceedings of a symposium. Survival of food crops on livestock in the event of Nuclear War*. New York. 1970. P. 178–192.

23. Теоретические и экспериментальные разработки дозиметрических моделей сельскохозяйственных объектов при радиоактивном загрязнении территорий / Пантелеев Л. И., Анненков Б. Н., Сарапульцев И. А., Козьмин Г. В. др. Обнинск: ВНИИРАЭ. 1981. Т. 2. 180 с.

24. Анненков Б. Н. Сельское хозяйство после крупных радиационных катастроф. Ростов-на-Дону: Ростиздат. 2010. — 284 с.

25. Экспериментальное изучение закономерностей аэрального загрязнения сельскохозяйственных растений полидисперсными радиоактивными частицами и их поступление в ЖКТ животных при выпасе / Тер-Сааков А.А., Федоров Е. А., Егоров А. В., Пристер Б. С., Куринный В. Д., Буров Н. И., Ткаченко В. В., Козьмин Г. В. и др. Челябинск: ВНИИРАЭ. 1975. 216 с.

26. Тер-Сааков А.А., Пристер Б. С., Куринный В. Д., Егоров А. В., Козьмин Г. В., Ткаченко В. В., Соловьев Г. Б. Поведение полидисперсных радиоактивных частиц в пищевой цепочке сельскохозяйственных животных // *АНРИ («Аппаратура и новости радиационных измерений»)*. 1995. № 2. с. 27–32.

27. Пристер Б. С., Козьмін Г. В., Ткаченко В. В. Поведінка радіоактивних частинок у харчовому ланцюжку «пасовищна трава — велика рогата худоба» // *Вісник аграрної науки*. 2011. серпень. с. 49–52.



28. Наумов Н. П., Карташев Н. Н. Зоология позвоночных. Ч. 2. Пресмыкающиеся, птицы, млекопитающие. — М.: Высшая школа, 1979. 272 с.
29. Демченко А. Ф. Разработка средств и методов радиационного контроля при производстве радионуклидных источников. Дисс. канд. техн. наук. Дмитровград: ФГУП ГНЦ РФ НИИАР. 2007. 132 с.
30. Козьмин Г. В., Спиринов Е. В., Ткаченко В. В. Дозиметрия  $\beta$ -излучения термолюминесцирующим фтористым литием // Радиобиология. 1978. Т. 18. В. 5. С. 785–788.
31. Mertens D. R. Alternative models of digestion and passage: descriptions and practical implications // Proceedings 2011 Cornell Nutrition Conference for Feed Manufacturers, 73rd Meeting October 18–20. 2011. New York. P. 154–172.
32. Ehle F. R. Influence of food particle density on particulate passage from rumen of Holstein cow // J. Dairy Science. 1984. V. 67. № 3. P. 693–697.
33. Balch C. C. Movement of digesta through digestive tract // Digestive physiology and nutrition of the ruminant. London. 1961. p. 23–44.
34. Grovum W. L., Williams V. J. Rate of passage of digesta in sheep. 6. The effect of level of food intake on mathematical predictions of the kinetics of digesta in the reticulorumen and intestines // British J. Nutrition. 1977. V. 38. № 3 p. 425–436.
35. Wade L., Sasser L. B., Bell M. C. Radiation dose to the gastrointestinal tract of farm animals after ingestion of a fallout simulant // Health Physics, 1972, Vol. 23, N4, pp. 469–474.
36. Козьмин Г. В., Сарапульцев И. А., Хвостунов И. К., Расин И. М. Основные закономерности формирования поглощенных доз при облучении сельскохозяйственных животных. В кн.: Сельскохозяйственная радиозэкология / Под ред. Р. М. Алексахина и Н. А. Корнеева. М.: Экология, 1991, с. 128–156.
37. Алиев А. А. Обмен веществ у жвачных животных. М.: НИЦ «Инженер». 1997. 420 с.
38. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н. Основы радиозэкологии сельскохозяйственных животных. М.: Энергоатомиздат. 1987. 208 с.
39. Козьмин Г. В., Епимахов В. Г. Закономерности поведения радиоактивных частиц в пищевой цепочке и желудочно-кишечном тракте крупного рогатого скота // Радиационная биология. Радиозэкология. 2015. Т. 55. № 6. С. 632–646.



40. Безбородов П. Н. Об особенностях и недостатках в освещении морфо-физиологических аспектов пищеварения в желудке коров // Дальневосточный аграрный вестник. 2010. № 2(4). С. 29–36.
41. Ahvenjarvi S. Determination of ruminal feed digestibility and microbial synthesis based on digesta sampling from the omasal canal. Academic dissertation. Helsinki: University of Helsinki. 2002. 30 p.
42. Blaxter K. L., Graham N. Mc., Wainman F. W. Some observations on the digestibility of food sheep and on related problems // British Journal of Nutrition. 1956. № 10. p. 69–91.
43. Osanov D. P., Prister B. S., Panova V. P., Riabov G. G., Burov N. I., Shaks A. I. Experimental validation of a dosimetric model of the gastrointestinal tract in cattle // Health Phys. 1974. V. 26. № 2. p. 497–503.
44. Huhtanen P., Ahvenjärvi S., Weisbjerg M. R., Norgaard P. Digestion and passage of fibre in ruminants. In: Sjerssen K., Hvelplund T., Nielsen M. O. (eds.): Ruminant Physiology, Digestion, Metabolism and Impact of Nutrition on Gene Expression, Immunology and Stress. Amsterdam: Wageningen Academic Publishers. 2006, p. 87–135.
45. Трусов В. П., Зайцева Н. В., Камалтдинов М. Р. Моделирование процессов пищеварения с учетом функциональных нарушений в организме человека: концептуальная и математическая постановки, структура модели. Российский журнал биомеханики. 2013. Т. 17. № 4 (62): 67–83.
46. Рядчиков В. Г. Основы питания и кормления сельскохозяйственных животных. Краснодар: КубГАУ. 2012. 328 с.
47. Campling R. C., Freer M. The effect of specific gravity and size of the mean time of retention // Br. J. Nutrit. 1962. V. 16. № 4. P. 507–518.
48. Miller J. K., Byrne W. F., Lyke W. A. Comparison of fecal excretions of scandium-46 tagged sand and soluble cerium-144 by calves // Health Phys. 1972. V. 22. № 5. p. 461–465.
49. Garner R. J. A model for calculation of radiation doses to the gastrointestinal tract of ruminants // Health Phys. 1964. V. 13, № 5. p. 297–301.
50. Roedler H. D., Kaul A. Berechnung der Strahlendosis durch inkorporierte radioactive Stoffe nach dem erweiterten Konzept der absorbierten Bruchteile: Formal exakte und Naherungslosung // Atomkernenergie. 1973. B. 21, H. 4. s. 249–253.
51. Пристер Б. С. Проблемы сельскохозяйственной радиобиологии и радиозологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления: монография.— Чернобыль (Киев. обл.): Институт проблем безопасности АЭС. 2008.— 320 с.



## **ФУКУСИМА И ЧЕРНОБЫЛЬ: ОБЩЕЕ И РАЗЛИЧНОЕ В ПОВЕДЕНИИ РАДИОЦЕЗИЯ**

Коноплев А. В.

*Институт радиоактивности окружающей среды,  
Университет Фукусимы, Япония*

Миграционная способность и биологическая доступность радиоцезия аварийного происхождения определяется соотношением его химических форм в выпадениях и характеристиками окружающей среды, определяющими скорости выщелачивания из частиц, фиксации и ремобилизации, а также состояние ионно-обменного равновесия между раствором и твердой фазой (Коноплев, 1998; Beresford et al., 2016). Существенное влияние на поведение радионуклидов оказывают климатические характеристики зоны загрязнения, в первую очередь такие, как норма осадков и температура воздуха (Konoplev et al., 2016). Принципиальную роль в подвижности и биодоступности радионуклидов в системе «почва-вода» играют физико-химические характеристики природных сред. Настоящая работа посвящена сравнительному анализу поведения радиоцезия Чернобыльского и Фукусимского происхождения.

### **1. Формы нахождения радиоцезия**

В случае аварии на ЧАЭС радиоцезий в выпадениях в 30-км зоне находился, в значительной мере (до 75%), в составе топливных частиц, нерастворимых в воде (Бобовникова и др., 1991; Konoplev & Bobovnikova, 1990; Konoplev et al., 1992). При этом формы радиоцезия в выпадениях в результате аварии на ЧАЭС существенно зависели от расстояния до ЧАЭС, поскольку топливные частицы выпадали, в основном, вблизи от аварийного реактора, а на большие расстояния переносился радиоцезий в составе более растворимых в воде конденсационных частиц. Так, по оценкам, доля «подвижных» форм радиоцезия, выпавшего в Брянской области составляла от 40 до 60% (Коноплев, 1998; Beresford et al., 2016). А на территории Великобритании уже около 90% радиоцезия в выпадениях были в растворимой форме (Hilton et al., 1993). Поэтому начальная подвижность и биодоступность Чернобыльского радиоцезия в Западной Европе была выше, чем в ближней зоне ЧАЭС (Коноплев, 1998). С течением времени происходило постепенное выщелачивание радиоцезия из топливных частиц



в результате их разрушения и окисления (Konoplev et al., 1992; Коноплев & Булгаков, 1999).

Относительно начальных форм нахождения радиоцезия в выпадениях после аварии на АЭС Фукусима-1 до настоящего времени не существует установившегося представления (Konoplev et al., 2016). Сразу после аварии предполагалось, что радиоцезий попал в окружающую среду в подвижном состоянии в виде конденсационных частиц. Это подтверждалось данными Канеясу (Kaneyasu, 2012), предположившего, что радиоцезий переносился в атмосфере сульфатными частицами размером 0.5–0.6 мкм. Радиоцезий в составе этих частиц должен быть хорошо растворим в воде и легко вымываться из атмосферы осадками. К аналогичному заключению пришли авторы работы (Xu et al., 2015). В этих работах исследовались атмосферные выпадения, отобранные в г. Цукуба (Префектура Ибараки, Япония) в 160 км от АЭС Фукусима-1. Вместе с тем, в других работах (Adachi et al., 2013; Abe et al., 2014) даже на удалении 160 км в том же г. Цукуба были обнаружены сферические стеклообразные “горячие” частицы диаметром более 2 мкм, содержащие кроме радиоцезия уран и другие элементы, характерные для ядерного топлива и материалов реактора. Эти частицы нерастворимы в воде, а поведение их в окружающей среде и, в частности, скорость выщелачивания радиоцезия пока неизвестны. Аналогичные частицы были обнаружены в зоне аварии на АЭС Фукусима-1 с помощью автордиографии на образцах почв, растений и грибов (Niimura et al., 2015).

После выпадения из атмосферы на почву или водные объекты радиоцезий включается в протекающие в них физико-химические и биологические процессы, что приводит к изменению его форм нахождения. Водорастворимая фракция радионуклида сорбируется частицами твердой фазы. При этом основным механизмом адсорбции ионов радионуклидов служит ионный обмен (Коноплев, 1998). Происходит фиксация обменной формы глинистыми минералами. Горячие частицы (топливные в случае Чернобыля и стекловидные в случае Фукусимы) разрушаются, при этом дополнительное количество радиоцезия переходит в раствор. Совокупность основных процессов трансформации химических форм Фукусимского радиоцезия представлена на рис. 1.

Основные химические формы радионуклидов, представленные на рис. 1, различаются по механизмам и скоростям их миграции в природных средах. В свою очередь ключевые параметры поведения радиоцезия, используемые при прогнозировании их



миграции, в частности, коэффициент распределения  $K_d$ , коэффициент смыва, коэффициент перехода из почвы в растения, коэффициенты бионакопления и т.д., в значительной мере определяются соотношением форм нахождения.

В настоящее время считается общепринятым представление о том, что высокая сорбционная способность почв и донных отложений определяется наличием в них гидрослюды типа иллита (Cremers et al., 1988; Коноплев, 1998; DeKoning et al., 2007). В соответствие с установившейся международной терминологией (Cremers et al., 1988) неселективные сорбционные центры, расположенные на поверхности минеральных и органических частиц, обозначают RES (от английского “Regular Exchange Sites”), а сорбционные центры, расположенные между слоями кристаллической решетки в области их расширенных концов — FES (от английского “Frayed Edge Sites”).

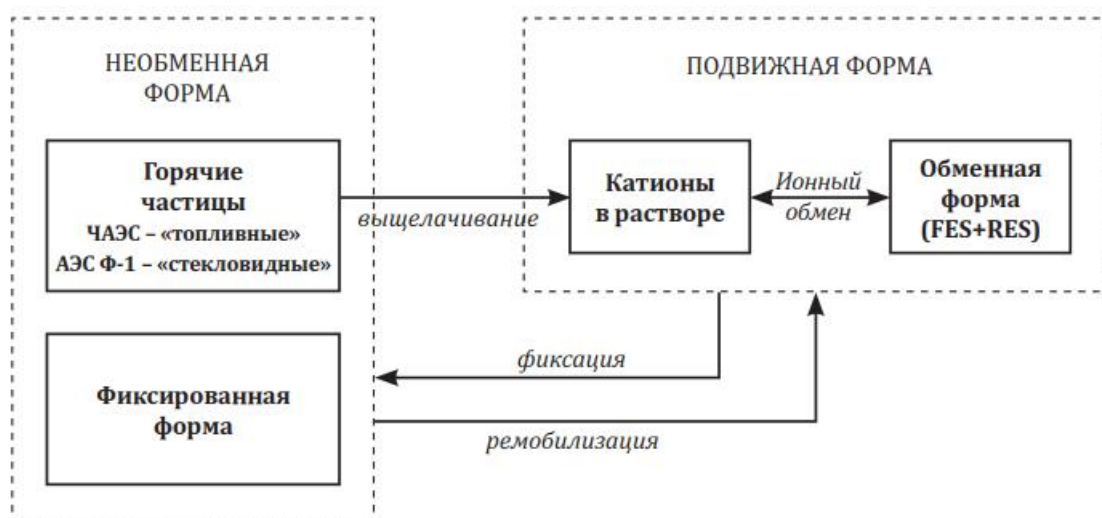


Рисунок 1. Концептуальная модель трансформации форм нахождения радиоцезия Чернобыльского и Фукусимского происхождения в системе «почва-вода»

Специфическое расположение FES обуславливает их высокую селективность по отношению к ионам с низкими значениями ионных радиусов в растворе. Поскольку большинство катионов в водных растворах находятся в гидратированном состоянии, то они слишком велики, чтобы приблизиться к FES. Вместе с тем ионы с низкой энергией гидратации, такие как  $K^+$ ,  $Rb^+$ ,  $NH_4^+$  и, в особенности  $Cs^+$ , могут легко терять оболочку гидратационной воды и проникать в расширенные концевые области слоев минералов и сорбироваться на расположенных там селективных



сорбционных местах — FES. В то же время ионы с относительно высокой энергией гидратации  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  и  $\text{Sr}^{2+}$ , окруженные большой гидратационной оболочкой не способны проникать к FES и сорбируются исключительно на поверхностных сорбционных местах — RES. Таким образом, радиоцезий сорбируется на поверхностных сорбционных местах (RES) неселективно, т.е. коэффициент селективности его сорбции по отношению к другим однозарядным ионам  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$  и др. близок к 1. В то же время коэффициент селективности сорбции Cs на FES по отношению к  $\text{K}^+$  составляет порядка 1000, а по отношению к  $\text{NH}_4^+$  — 200 (DePreter, 1990). Селективные сорбционные места FES составляют относительно небольшую долю общего количества ионообменных сорбционных мест — от 1 до 5% для большинства почв и донных отложений (Коноплев, 1998). Вследствие высокой селективности FES по отношению к цезию и ввиду того, что радиоцезий и даже стабильный цезий находятся в очень низких следовых концентрациях в окружающей среде, практически весь радиоцезий в большинстве почв и донных отложений сорбирован на FES.

### 1. Распределение радиоцезия в системе «взвесь-вода»

Коэффициент распределения  $^{137}\text{Cs}$  в системе «взвесь-вода» рек Фукусимы оценивали по данным радиационного мониторинга рек зоны аварии (Tsuji et al., 2014; Yoshimura et al., 2015; Konoplev et al., 2016) как отношение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  на взвеси к его удельной активности в растворе. Для анализа выбирались реки с разными запасами радиоцезия на водосборах. Так, р. Укедо, наиболее загрязненная река зоны Фукусимы, протекает, в том числе, по территориям с запасами  $^{137}\text{Cs}$  в почве свыше 3000 кБк/ $\text{м}^2$ . Основная часть водосбора р. Нитта находится чуть севернее наиболее загрязненной области. Притоки Нитты Хизо и Варики протекают по наиболее загрязненным южным участкам водосбора Нитты — от 1000 до 3000 кБк/ $\text{м}^2$ . Река Мано протекает севернее Нитты и характеризуется средними запасами радиоцезия на водосборе. Река Абукума характеризуется невысокими средними запасами радиоцезия. Детальные карты расположения рек по отношению к зоне загрязнения в результате аварии на АЭС Фукусима-1 приведены в работах (Tsuji et al., 2014; Yoshimura et al., 2015; Konoplev et al., 2016).

В табл. 1 приведены диапазоны изменения и средние значения  $K_d$  для основной реки Префектуры Фукусима — Абукума в створе г. Фукусима (Коноплев, 2015), а также двух притоков



р. Нитта — р. Хозе и р. Варики (Ueda et al., 2013) после аварии на АЭС Фукусима-1. Эти данные в табл. 1 приведены в сравнении с характеристиками  $K_d$  основных рек зоны аварии на Чернобыльской АЭС — Днепра, Припяти и ее притока Уж для тех же времен после аварии (Konoplev et al., 2002). Данные для рек зоны аварии на Чернобыльской АЭС взяты из Базы Данных «RUNOFF», составленной по проекту «Радиоэкология» Франко-Германской Инициативы по Чернобылю (Konoplev et al., 2002). Кроме того, в табл. 1 приведены данные по коэффициентам распределения дофукусимского  $^{137}\text{Cs}$  (Чернобыльского и глобального происхождения) в реках Японии Тоне и Кудзи по данным (Hirose et al., 1990; Matsunaga et al., 1991).

Сравнительный анализ данных по Фукусиме и Чернобылю показывает, что коэффициент распределения радиоцезия  $K_d$  в речных водах Фукусимы существенно выше (на 1–2 порядка величины) соответствующих значений для рек в Чернобыльской зоне. По всей видимости, это может свидетельствовать о высокой связывающей способности наносов и почв по отношению к радиоцезию. Это предположение подтверждается высокими значениями потенциалов связывания радиоцезия RIP (Radiocesium Interception Potential) — 2,400–19,400 ммоль/кг для глинистых минералов почв этого района (Nakao et al., 2014). Кроме того, по нашим данным доля обменной формы радиоцезия в лесных почвах на загрязненных территориях водосбора р. Абукума составляет 2–3%, что также указывает на достаточно высокую связываемость радиоцезия. Аналогичные данные были получены в работе (Niimura et al., 2015) для городских почв ближней зоны АЭС Фукусима-1: содержание обменного радиоцезия — 0.6–2.0%.

Между тем, наблюдаемые после аварии на АЭС Фукусима-1 коэффициенты распределения радиоцезия значительно больше не только наблюдавшихся величин  $K_d$  в зоне аварии на ЧАЭС, но и превосходят  $K_d$  наблюдавшиеся в японских реках для радиоцезия Чернобыльского и глобального происхождения. Поэтому другой возможной причиной, объясняющей столь высокие величины  $K_d$ , является наличие в выпадениях после аварии на АЭС Фукусима-1 нерастворимых в воде стеклообразных горячих частиц (Adachi et al., 2013; Abe et al., 2014; Niimura et al., 2015). Радиоцезий, входящий в состав этих частиц вообще не переходит в воду (Adachi et al., 2013). С течением времени должно наблюдаться выщелачивание радиоцезия из этих частиц в окружающей сре-



де вследствие их разрушения и выветривания. После выщелачивания радиоцезия будет селективно сорбироваться и фиксироваться глинистыми минералами. Можно ожидать, что скорость выщелачивания радиоцезия из этих стекловидных частиц значительно меньше скорости его фиксации в почве. Аналогичная картина поведения наблюдалась для Чернобыльского радиоцезия, выпавшего в ближней зоне аварии в составе нерастворимых в воде частиц ядерного топлива (Рис. 1). Однако, поведение горячих стекловидных частиц, выпавших в результате аварии на АЭС Фукусима-1 в настоящее время не исследовано, и, следовательно, трудно прогнозируемо. В частности, трудно оценить в настоящее время скорость выщелачивания радиоцезия из них. По-видимому, это будет одним из важных направлений исследований в будущем.

## **2. Смыв радиоцезия с загрязненных водосборов**

Для оценки смыва радиоцезия с загрязненных водосборов в результате аварии на АЭС Фукусима-1 была использована методология, разработанная в НПО «Тайфун» сразу после аварии на ЧАЭС (Борзилов и др., 1988; Konoplev et al., 1992; Borzilov et al., 1993), основанная на использовании коэффициентов смыва и их нормировании через гидрологические характеристики стока.

Помимо начальных форм нахождения радиоцезия в атмосферных выпадениях существенно различаются климатические и географические условия в Чернобыльской зоне и Фукусимской префектуре. Так, в Чернобыле преобладают склоны с небольшим наклоном, в то время, как в Фукусиме, в основном, горные водосборы с высокими значениями углов наклона. Годовая норма осадков в Фукусиме в 2–3 раза больше Чернобыльской. Среднегодовая температура там также существенно выше — почва не промерзает в течение всего года. Исходя из этого, можно ожидать, что среднегодовой смыв радиоцезия с водосборов и общий вынос реками зоны Фукусимы должен быть в процентном отношении больше, чем для Чернобыльской зоны. Преобладающие почвы района Фукусимы также существенно отличаются от Чернобыльских почв. Доля глинистых минералов, в том числе слюдяных, в Фукусимских почвах существенно превосходит Чернобыльские и зачастую достигает 20–25%.

Основной количественной характеристикой смыва радионуклидов, используемой при прогнозировании вторичного загрязнения водных объектов, является коэффициент смыва,



представляющий собой долю запаса радионуклида на водосборе, поступившего с поверхностным стоком в водоем (Борзилов и др., 1988; Konoplev et al., 1992; Borzilov et al., 1994). В воде стока радионуклиды могут находиться как в растворе, так и на взвешенных частицах почвы. Поскольку исходное физико-химическое состояние во многом определяет дальнейшее поведение радионуклида в поверхностных водах, необходим отдельный учет его поступления в водоемы в растворе и на взвесах.

Коэффициенты «твердого» ( $K_s$ ) и «жидкого» ( $K_l$ ) смыва соответствуют доле радионуклида, смытого на частицах и в растворе, соответственно, от общего запаса радионуклида на водосборе. Величины рассчитанных таким образом коэффициентов смыва определяются продолжительностью наблюдений. Обычно используется значение коэффициента смыва за год. Между тем для прогностических целей необходимы величины коэффициентов смыва для событий различного временного масштаба: от индивидуального стокообразующего ливня до долговременных многолетних событий. Поэтому для практического использования величины коэффициентов смыва нормируются на характеристики стока, определяющие смыв радионуклидов. Для растворенного радионуклида такой величиной является объем стока с единицы площади водосбора или слой стока. Коэффициент твердого смыва должен быть прямо пропорционален массе твердого материала, смытого с единицы площади. Поделив  $K_l$  на слой стока, а  $K_s$  — на массу взвеси, смытую с единицы поверхности водосбора, получим нормированные коэффициенты «жидкого» и «твердого» смыва, которые равны отношению соответствующей средневзвешенной концентрации и средней плотности загрязнения на водосборе (Борзилов и др., 1988; Konoplev et al., 1992; Borzilov et al., 1993)

В настоящее время нормированные коэффициенты смыва достаточно широко используются при описании переноса радионуклидов в системах водосбор-озеро/река/водохранилище, при этом их иногда называют нормированными концентрациями радионуклида в воде (Smith et al., 2004; Smith et al., 2005).

Для расчета коэффициентов смыва в зоне аварии на АЭС Фукусима-1 данные мониторинга загрязнения рек (Yoshimura et al., 2015b; Nagao et al., 2013; Ueda et al., 2013). Для сравнительного анализа характеристик смыва радиоцезия использовались также данные по искусственному дождеванию стоковых площадок



Таблица 1.

**Наблюдаемые значения коэффициента распределения  $^{137}\text{Cs}$   $K_d$  (л/г) в реках зоны аварии на АЭС Фукусима-1 по данным временных рядов мониторинга на фиксированных створах в сравнении с дофукусимскими данными для рек Японии и основных рек зоны Чернобыльской АЭС для начального периода после аварии на ЧАЭС (Коноплев, 2015)**

Река-Створ	Речная система	Период наблюдений	Диапазон значений	Среднее значение	Источник
Фукусима					
Абукума-Фукусима	Абукума	2012-2013	57-1660	660±350	Konoplev et al., 2016
Хизо	Нитта	2011	92-960	230±220	Ueda et al., 2013
Варики	Нитта	2011	250-920	480±230	Ueda et al., 2013
Япония — Чернобыльские и глобальные выпадения					
Тоне	Тоне	1985-1986	10-61	28±19	Hirose et al., 1990
Кудзи	Кудзи	1987-1988	-	100±60	Matsunaga et al., 1991
Чернобыль					
Припять-Чернобыль	Припять	1987-1990	3,3-70	20±14	БД «RUNOFF» (Konoplev et al., 2002)
Уж-Черевач	Припять	1987-1990	2,5-71	31±23	БД «RUNOFF» (Konoplev et al., 2002)
Днепр-Неданчичи	Днепр	1987-1990	4,1-54	16±10	БД «RUNOFF» (Konoplev et al., 2002)



(Коноплев, 1998) и результаты мониторинга радиоцезия в реках Чернобыльской зоны, представленных в базе данных DB "RUNOFF" (Konoplev et al., 2002), а также в работах (Ветров и др., 1990; Никитин и др., 1992).

Результаты расчетов нормированных коэффициентов «жидкого» и «твердого» смыва с водосборов рек зон аварий на АЭС Фукусима-1 и Чернобыльской АЭС приведены в Табл. 2. При этом для зоны АЭС Фукусима-1 использовались данные мониторинга  $^{137}\text{Cs}$  в реках за первые два года после аварии (Yoshimura et al., 2014b; Konoplev et al., 2016; Ueda et al., 2013). Для анализа выбирались реки с разными запасами радиоцезия на водосборах. Так, р. Укедо наиболее загрязненная река зоны Фукусимы, протекающая, в том числе, по территориям с запасами  $^{137}\text{Cs}$  в почве свыше 3000 кБк/м<sup>2</sup>. Основная часть водосбора р. Нитта находится чуть севернее наиболее загрязненной области. Притоки Нитты Хисо и Варики протекают по наиболее загрязненным южным участкам водосбора Нитты. Р. Мано протекает севернее Нитты и характеризуется средними запасами радиоцезия на водосборе. Река Абукума — самая большая река исследуемого района — характеризуется невысокими запасами радиоцезия. Детальные карты расположения рек по отношению к зоне загрязнения в результате аварии на АЭС Фукусима-1 приведены в работах (Yoshimura et al., 2015; Ueda et al., 2013).

С течением времени переход радиоцезия из почвы в поверхностный сток уменьшается (Коноплев, 1998; Smith et al., 2005) благодаря его фиксации, проникновению в более глубокие слои и, как следствие, обеднению активного верхнего слоя почвы, формирующему загрязнение поверхностного стока за счет катионного обмена. Поэтому для сравнения были выбраны данные по смыву радиоцезия в реках Чернобыльской зоны для начала 1988 г., что соответствует, в основном, времени после аварии на АЭС Фукусима-1 в случае использованных литературных данных мониторинга. При этом необходимо иметь в виду, что начальные формы нахождения радиоцезия после аварий на АЭС Фукусима-1 и ЧАЭС, как это было отмечено выше, могли различаться.

Как видно из данных Табл. 2, нормированные коэффициенты «жидкого» смыва радиоцезия —  $N_1$  для речных водосборов Фукусимы на 1–2 порядка меньше соответствующих величин для водосборов Чернобыльской зоны в силу меньшего перехода радиоцезия в раствор.



Таблица 2.

**Сравнение характеристик смыва радиоцезия с водосборов рек зон аварий АЭС Фукусима-1 и ЧАЭС**

Река	Период	Средняя плотность $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	$N_p$ , мм <sup>-1</sup>	$N_s$ , м <sup>2</sup> /г	Источник
Зона аварии на АЭС Фукусима-1					
Укедо	12.2012	2500	$1.3 \times 10^{-7}$	$2.2 \times 10^{-5}$	(Yoshimura et al., 2014a)
Хисо	07-11.2011	2000	$5.0 \times 10^{-7}$	$7.5 \times 10^{-5}$	(Ueda et al., 2013)
Варики	07-11.2011	2000	$2.0 \times 10^{-7}$	$8.9 \times 10^{-5}$	(Ueda et al., 2013)
Нитта	12.2012	890	$0.8 \times 10^{-7}$	$1.5 \times 10^{-5}$	(Yoshimura et al., 2014a)
Мано	12.2012	500	$2.8 \times 10^{-7}$	$6.2 \times 10^{-5}$	(Yoshimura et al., 2014a)
Абукума	2011-2013	170	$1.0 \times 10^{-7}$	$6.0 \times 10^{-5}$	(Konoplev et al., 2016)
Чернобыльская зона					
Сахан	1988	2300	$30 \times 10^{-7}$	-	БД "RUNOFF" (Konoplev et al., 2002)
Илья	1988	720	$31 \times 10^{-7}$	-	Никитин и др., 1992
Беседь	1988	370	$10 \times 10^{-7}$	-	Ветров и др., 1990
Ипуть	1988	220	$66 \times 10^{-7}$	-	БД "RUNOFF" (Konoplev et al., 2002)
Сож	1988	150	$58 \times 10^{-7}$	-	БД "RUNOFF" (Konoplev et al., 2002)
Днепр	1988	90	$76 \times 10^{-7}$	$7.4 \times 10^{-5}$	БД "RUNOFF" (Konoplev et al., 2002)
Припять	1988	50	$34 \times 10^{-7}$	$13 \times 10^{-5}$	БД "RUNOFF" (Konoplev et al., 2002)

Нормированные коэффициенты «твёрдого» смыва радиоцезия с водосборов сравнимы для зон Фукусимы и Чернобыля, поскольку определяются отношением средней удельной активности радиоце-



зия в верхнем слое почвы к усредненному запасу на водосборе. Это означает, что нормированные коэффициенты «твердого» смыва  $N_s$  радиоцезия, полученные после аварии на ЧАЭС, могут быть с успехом использованы при прогнозировании вторичного загрязнения рек и водохранилищ взвешенными наносами поверхностного стока.

В то же время нормированные коэффициенты «жидкого» смыва  $N_l$  и коэффициенты распределения  $K_d$  в системе «речная вода-взвесь» и «поверхностный сток-взвесь», полученные в зоне аварии на ЧАЭС, не могут быть напрямую использованы при анализе и прогнозировании вторичного загрязнения поверхностных вод в зоне аварии на АЭС Фукусима-1. Однако, их использование возможно при пересчете с учетом различий в потенциалах связывания почв и наносов Чернобыльской зоны и зоны аварии на АЭС Фукусима-1 (Коноплев, 2016).

Необходимо отметить, что суммарные коэффициенты смыва радиоцезия с водосборов в Фукусиме значительно превосходят соответствующие величины в Чернобыле. Так, коэффициенты смыва с водосборов рек Хисо и Варики в 2011 г. составили соответственно 0,5% и 0,3% год<sup>-1</sup> (Ueda et al., 2013).

Суммарный смыв радиоцезия с водосбора р. Нитта в 2014–2015 гг. даже после существенной дезактивации водосбора составил 0,1–0,2% год<sup>-1</sup> (Wakiyama et al., 2016). В то же время, для рек зоны ЧАЭС эти значения были существенно меньше даже для первых лет после аварии. Так, для р. Илья в 30-км зоне ЧАЭС суммарный коэффициент смыва радиоцезия в 1988 г. составил 0,04% (Никитин и др., 1992). Это говорит о том, что интегрально самоочищение загрязненных водосборов в Фукусиме за счет его выноса поверхностным стоком происходит быстрее.

### **3. Вертикальное распределение радиоцезия в почве**

Рассчитанные по методике (Булгаков и др., 1990) коэффициенты эффективной дисперсии радиоцезия в ненарушенных лесных и луговых почвах ближней зоны АЭС Фукусима-1 для 2014 г. приведены в Таблице 3 в сравнении с полученными данными для ближней зоны ЧАЭС в 1988–89 гг. Точки отбора колонок почвы находились на расстояниях от нескольких сот метров до 8 км от аварийной АЭС на территории г. Окума (Коноплев и др., 2016). Видно, что полученные коэффициенты эффективной дисперсии радиоцезия в ненарушенных лесных и луговых почвах ближней зоны АЭС Фукусима-1 заметно превосходят соответствующие величины, полученные для почв ближней зоны ЧАЭС (Булгаков и др., 1990; Konoplev et al., 1992).



Таблица 3.

**Эффективные коэффициенты дисперсии  $^{137}\text{Cs}$  в ненарушенных почвах с водосборов водных объектов г. Окума в сравнении с аналогичными данными для 30-км зоны ЧАЭС.**

Площадка	Тип почвы	Запас $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	$D_{\text{eff}}$ , см <sup>2</sup> /год	Источник
Зона АЭС Фукусима-1				
Сузуучи (2014)	Аллювиальная, песчаная	5900	2.48	Коноплев и др., 2016
Инкиозака (2014)	Аллювиальная луговая, песчаная	4250	2.24	Коноплев и др., 2016
Каширамори (2014)	Светло-бурая, легкосуглинистая	865	9.27	Коноплев и др., 2016
Сакашита (2014)	Легкосуглинистая органическая	672	5.0	Коноплев и др., 2016
Зона Чернобыльской АЭС				
Беневка (1989)	Аллювиальная дерновая кислая супесчаная	1500	0.44	Булгаков и др., 1990
Чернобыль (1989)	Окультуренная дерново-подзолистая супесчаная	750	0.6	Булгаков и др., 1990
Корогод (1989)	Окультуренная дерново-подзолистая супесчаная	650	0.47	Булгаков и др., 1990

Более быстрая миграция радиоцезия в зоне аварии АЭС Фукусима-1 по сравнению с Чернобыльской зоной была обнаружена и в работе (Kato et al., 2012) для поверхностного слоя окультуренных почв в районе Ямакия префектуры Фукусима через 1,5 месяцев после аварии (28 апреля 2011 г.). Этому могут способствовать ряд факторов. Во-первых, годовая норма осадков в зоне аварии на АЭС Фукусима-1 (1200–1800 мм) в 2–3 раза превосходит годовую норму осадков в зоне ЧАЭС (500–600 мм). Следовательно, более активный инфильтрационный поток может приводить к более высоким скоростям миграции как подвижных (растворенных и обменных) форм радиоцезия, так и радиоцезия, связанного с мелкими глинистыми частицами, захватываемыми инфильтрационным потоком при движении вглубь почвы по порам и трещинам (Булгаков и др., 1990). Во-вторых, скорость процессов биотурбации в верхнем слое почвы Фукусимской зоны может быть



повышена как за счет роста растений и их корневых систем, так и за счет жизнедеятельности почвенной фауны (Булгаков и Коноплев, 2002). С учетом гео-климатических особенностей зоны Фукусимы, биологическая активность в поверхностном почвенном покрове выше по сравнению с Чернобыльской зоной. Наконец, следует учитывать и фактор температурного режима почвы. Для зоны ЧАЭС в зимние месяцы характерны низкие температуры приземного слоя почвы вплоть до периодов её промерзания при отрицательных температурах, что значительно снижает миграционную способность радиоцезия.

#### **4. Заключение**

Таким образом, сравнительный анализ данных по поведению радиоцезия Фукусимского и Чернобыльского происхождения в системе почва-вода показывает, что коэффициент распределения радиоцезия  $K_d$  в речных водах Фукусимы существенно выше (на 1–2 порядка величины) соответствующих значений для рек в Чернобыльской зоне. Это может быть связано как с высокой связывающей способностью Фукусимских почв по отношению к радиоцезию, так и с наличием в выпадениях горячих стекловидных частиц, нерастворимых в воде.

Обратным соотношением характеризуются нормированные коэффициенты «жидкого смыва»  $N_l$  — в Чернобыле эти величины на 1–2 порядка больше по сравнению с величинами  $N_l$  для водосборов Фукусимы. Нормированные коэффициенты «твердого» смыва радиоцезия с водосборов Чернобыля сравнимы с соответствующими величинами для Фукусимы и, следовательно, могут быть использованы при моделировании и прогнозировании вторичного загрязнения рек и водохранилищ взвешенными наносами поверхностного стока в зоне аварии на АЭС Фукусима-1. Суммарный коэффициент смыва радиоцезия с водосборов Фукусимы существенно превосходит его значения, характерные для Чернобыльской зоны, и составляет, как правило десятые доли процента в год. Вертикальная миграция радиоцезия в ненарушенных лесных и луговых почвах зоны аварии на АЭС Фукусима-1 происходит быстрее по сравнению с почвами 30-км зоны Чернобыльской АЭС для аналогичного временного интервала после аварий. Это, по-видимому, связано с большей, примерно в 2,5 раза, годовой нормой осадков в Фукусиме по сравнению с зоной аварии на ЧАЭС, а также с различиями внутригодового температурного режима почв. В лесных почвах дисперсия радиоцезия происходит



быстрее по сравнению с луговыми почвами, как для Фукусимской, так и для Чернобыльской зон загрязнения.

В целом, можно утверждать, что при равных временах после аварии загрязненные территории в районе АЭС Фукусима-1 характеризуются более высокой самоочищающей способностью, и естественное снижение уровней загрязнения объектов окружающей среды происходит там быстрее по сравнению с зоной аварии на ЧАЭС. Это, прежде всего, обусловлено большей годовой нормой осадков, более высокими среднегодовыми температурами и, связанной с этим, более высокой биологической активностью. Кроме того, снижению уровней загрязнения способствуют экстремальные паводки в период тайфунов (сентябрь-октябрь), сопровождающиеся размывом берегов и выносом на поймы рек чистых наносов и, как следствие, к захоронению изначально загрязненных почв. Существенное значение имеют геоморфологические условия и преобладающие типы почв. Важную роль играют начальные формы радиоцезия в выпадениях, которые, в свою очередь, в значительной степени определяются сценарием аварии.

Автор признателен Японскому Научному Фонду (JSPS) за финансирование работ в рамках проектов KAKENHI: 15H0403901 и 15H0462101.

### Список литературы

1. Бобовникова Ц. И., Махонько К. П., Сиверина А. А., Работнова Ф. А., Гутарева В. П., Волокитин А. А. Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почве. Атомная Энергия. 1991. Т. 71. № 5. С. 449–454.

2. Борзилов В. А., Коноплев А. В., Ревина С. К., Бобовникова Ц. И., Лютик П. М., Швейкин Ю. В., Щербак А. В. Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции. Метеорология и Гидрология. 1988. № 11. С. 43–53.

3. Булгаков А. А., Коноплев А. В., Попов В. Е., Бобовникова Ц. И., Сиверина А. А., Шкуратова И. Г. Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС. Почвоведение. 1990. № 10. С. 14–19.

4. Булгаков А. А., Коноплев А. В. Моделирование вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  в почве по корневой системе дерева. Радиационная биология. Радиоэкология. 2002. Том 42. № 5. С. 556–560.



5. Ветров В. А., Алексеенко В. А., Пословин А. И., Черемисинов А. А., Никитин А. И., Бовкун И. А. Смыв радионуклидов с естественных водосборов Днепровского бассейна. Метеорология и Гидрология. 1990. № 2. С. 120–123

6. Коноплев А. В. Распределение радиоцезия аварийного происхождения между взвешенными наносами и раствором в реках: сравнение Фукусимы и Чернобыля. Радиохимия. 2015. Т. 57. № 5. С. 471–474.

7. Коноплев А. В. Сравнительный анализ смыва радиоцезия с загрязненных водосборов в результате аварий на АЭС Фукусима-1 и Чернобыльской АЭС. Геохимия. 2016. № 6. С. 536–542.

8. Коноплев А. В., Голосов В. Н., Йощенко В. И., Нанба К., Онда Ю., Такасе Ц., Вакияма Й. Вертикальное распределение радиоцезия в почвах зоны аварии на АЭС Фукусима-1. Почвоведение. 2016. № 5. С. 620–632.

9. Коноплев А. В. Подвижность и биологическая доступность радиоцезия и радиостронция аварийного происхождения в системе «почва-вода». Дисс. Докт. Биол. наук. 1998. Обнинск. ВНИИ-ИСХРАЭ. 325 с.

10. Коноплев А. В. и Булгаков А. А. Кинетика выщелачивания  $^{90}\text{Sr}$  из топливных частиц в почве ближней зоны Чернобыльской АЭС. Атомная Энергия. 1999. Т. 86. № 2. С. 129–134.

11. Коноплев А. В. и Коноплева И. В. Определение характеристик равновесной селективной сорбции радиоцезия почвами и донными отложениями. Геохимия. 1999. № 2. С. 207–214.

12. Никитин А. И., Бовкун Л. А., Чумичев В. Б., Херсонский Э. С., Мартыненко В. П. Натурные исследования выноса цезия-137 и стронция-90 с водосбора, подвергшегося воздействию выбросов аварийного блока ЧАЭС. В кн.: Борзилов В. А., Крышев И. И. (ред.) Эколого-геофизические аспекты ядерных аварий. Сборник статей. 1992. М. Гидрометеоиздат. С. 50–56.

13. Abe Y., Iizawa Y., Terada Y., Adachi K., Igarashi Y., Nakai I. Detection of uranium and chemical state analysis of individual radioactive microparticles emitted from the Fukushima nuclear accident using multiple synchrotron radiation X-ray analyses. Analytical Chemistry. 2014. V. 86. P. 8521–8525

14. Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y., Igarashi Y. Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. Sci. Rep. 2013. No. 3. DOI: 10.1038/srep02554

15. Beresford N., Fesenko S., Konoplev A., Skuterud L., Smith J. T., Voigt G. (2016). Thirty years after the Chernobyl accident: what lessons have we learnt? J. Environ. Radioact. V. 157. P. 77–89.



16. Borzilov V. A., Konoplev A. V., Bulgakov A. A. Application of the Chernobyl experience in developing methodology for assessing and predicting consequences of radioactive contamination of the hydrosphere. In: Hydrological, Chemical and Biological Processes of Transformation and Transport of Contaminants in Aquatic Environment (Proceedings of the Rostov-on-Don Symposium, May 1993), IAHS Publ. No. 219. 1994. P. 157–167.
17. Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*. 1988. V. 335. No. 6187. P. 247–249.
18. DeKoning A., Konoplev A., Comans R. Measuring the specific caesium sorption capacity of soils, sediments and clay minerals. *Applied Geochemistry*. 2007. V. 22. No. 1. P. 219–229.
19. De Preter P. Ph.D. Radiocaesium retention in aquatic, terrestrial and urban environment: a quantitative and unifying analysis. Thesis. Leuven (Belgium): Catholic University. 1990. 93 p.
20. Hilton J., Cambray R. S., Green N. (1992) Chemical fractionation of radioactive caesium in airborne particles containing bomb fallout, Chernobyl fallout and atmospheric material from Sellafield site. *J. Environ. Radioact.* 1992. V. 15. P. 103–111.
21. Hirose K., Aoyama V., Sugimura Y. Plutonium and cesium isotopes in river waters in Japan. *J. Radioanal. Nuclear Chem.* 1990. V. 141. N1. P. 191–202.
22. Kaneyasu N., Ohashi H., Suzuki F., Okuda T., Ikemori F. Sulfate Aerosol as a Potential Transport Medium of Radiocesium from the Fukushima Nuclear Accident. *Environ. Sci. Technol.* 2012. V. 46. P. 5720–5726.
23. Konoplev A. V., Deville-Cavelin G., Voitsekhovich O., Zhukova O. M. Transfer of Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  by surface run-off. *Radio-protection — Colloques*. 2002. V. 37(C1). P. 315–318.
24. Konoplev A., Golosov V., Laptev G., Nanba K., Onda Y., Takase T., Wakiyama Y., Yoshimura K. Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: looking at Fukushima from a Chernobyl perspective. *J. Environ. Radioact.* 2016. V. 151. P. 568–578.
25. Konoplev A. V., Bulgakov A. A., Popov V. E., Bobovnikova Ts. I. Behaviour of Long-lived Chernobyl Radionuclides in a Soil-Water System. *Analyst*. 1992. V. 117. P. 1041–1047.
26. Matsunaga T., Amano H., Yanase N. Discharge of dissolved and particulate  $^{137}\text{Cs}$  in the Kuji River, Japan. *Applied Geochem.* 1991. V. 6. P. 159–167.



27. Nakao A., Funakawa S., Takeda A., Tsukada H., Kosaki T. The distribution coefficient for cesium in different clay fractions in soils developed from granite and Paleozoic shales in Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*. 2012. V. 58. P. 397–403.
28. Niimura N., Kikuchi K., Tuyen N. D., Komatsuzaki M., Motohashi Y. Physical properties, structure and shape of radioactive Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident derived from soil, bamboo and shiitake mushroom measurements. *J. Environ. Radioact.* 2015. V. 139. P. 234–239.
29. Smith J. T., Wright S. M., Cross M. A., Monte L., Kudelsky A. V., Saxen R., Vakulovsky S. M., Timms D. N. Global analysis of the riverine transport of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$ . *Environ. Sci. Technol.* V. 38. P. 850–857.
30. Smith J. T., Voitsekhovich O. V., Konoplev A. V., Kudelsky A. V. Radioactivity in aquatic systems. In: *Chernobyl Catastrophe and Consequences* (Ed.: J. T. Smith & N. A. Beresford). Springer-Praxis. 2005. P. 139–190.
31. Tsuji H., Yasutaka T., Kawabe Y., Onishi T., Komai T. Distribution of dissolved and particulate radiocesium concentrations along rivers and the relations between radiocesium concentration and deposition after the nuclear power plant accident in Fukushima. *Water Res.* 2014. V. 60. P. 15–27.
32. Ueda S., H. Hasegawa, H. Kakiuchi, N. Akata, Y. Ohtsuka. Fluvial Discharges of Radiocesium from Watersheds Contaminated by Fukushima Dai-ichi Nuclear Plant Accident, Japan. *J. Environ. Radioactivity*. V. 118. P. 96–104.
33. Wakiyama Y., Onda Y., Golosov V., Konoplev A., Takase T. Radiocesium wash-off associated with sediment dynamics in Fukushima. Abstracts of the 2<sup>nd</sup> Annual Progress Report Meeting of IER Fukushima University. 2016. Fukushima. P. 19.
34. Xu S., Zhang L., Freemant S., Hou X., Shibata Y., Sanderson D., Cresswell A., Doi T., Tanaka A. Speciation of radiocesium and radioiodine in aerosols from Tsukuba after the Fukushima nuclear accident. *Env. Sci. Technol.* 2015. V. 49. No. 2. P. 1017–1024.
35. Yoshimura, K., Onda, Y., Sakaguchi, A., Yamamoto, M., Matsuu-  
ra, Y. (2015). An extensive study of the concentrations of particulate/  
dissolved radiocaesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear  
Power Plant accident in various river systems and their relationship  
with catchment inventory. *J. Environ. Radioact.* V. 139. P. 370–378.



## **ОРГАНИЗАЦИЯ СБОРА, ОБРАБОТКИ И ПРЕДСТАВЛЕНИЯ ДАННЫХ РАДИАЦИОННОГО МОНИТОРИНГА НА ТЕРРИТОРИИ РФ**

Н. А. Корнейчук, С. В. Сатырь, О. В. Калмыкова, В. Н. Мухалев  
*ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск*

В рамках мероприятий федеральной целевой программы «Обеспечения ядерной и радиационной безопасности на 2008 и на период до 2015 года» (ФЦП ЯРБ) создана Единая государственная система мониторинга радиационной обстановки на территории РФ (ЕГАСМРО), объединяющая ведомственные системы мониторинга Росгидромета и Росатома, а также 18 территориальных систем контроля радиационной обстановки (ТАСКРО).

При выполнении различных мероприятий ФЦП ЯРБ ряд работ был направлен на интеграцию ТАСКРО в ЕГАСМРО, для чего были созданы региональные информационно-аналитические центры (РИАЦ) ЕГАСМРО и, на федеральном уровне, главный информационно-аналитический центр (ГИАЦ) ЕГАСМРО. Программно-технические комплексы ГИАЦ и РИАЦ обеспечивают возможности по анализу и прогнозу распространения загрязняющих веществ в объектах окружающей среды при возникновении аварийных ситуаций.

В декабре 2015 года в ФГБУ НПО «Тайфун» был введен в эксплуатацию ГИАЦ ЕГАСМРО. В территориальных подразделениях Росгидромета (УГМС, ЦГМС) созданы и введены в эксплуатацию 8 региональных информационно-аналитических центров (РИАЦ) и 6 центров сбора и обработки данных (ЦСОД) ЕГАСМРО. Центры обеспечивают интеграцию ведомственных (ГИАЦ) и территориальных (РИАЦ, ЦСОД) систем в состав ЕГАСМРО, а также обработку, анализ, представление и предоставление информации о радиационной обстановке на федеральном и региональном уровнях.

Суточный объем данных, принимаемых в ГИАЦ, составляет около 40000 единичных измерений мощности дозы гамма-излучения (МД) от постов контроля всех систем, интегрированных в ЕГАСМРО. Данные по количеству постов измерений:

Базовая территориальная подсистема мониторинга радиационной обстановки на территории Российской Федерации (БТПРМ Росгидромета) — 350 постов.

Отраслевая автоматизированная система контроля радиационной обстановки (ОАСКРО) Госкорпорации «Росатом» — 211 постов.



Территориальные автоматизированные системы контроля радиационной обстановки:

- Архангельская ТАСКРО — 11 постов.
- Брянская ТАСКРО — 30 постов.
- Волгоградская ТАСКРО — 21 пост.
- Калининградская ТАСКРО — 11 постов.
- Калужская ТАСКРО — 15 постов.
- Камчатская ТАСКРО — 15 постов.
- Красноярская ТАСКРО — 32 поста.
- Ленинградская ТАСКРО — 17 постов.
- Мурманская ТАСКРО — 60 постов.
- Орловская ТАСКРО — 21 пост.
- Приморская ТАСКРО — 14 постов.
- Сахалинская ТАСКРО — 15 постов.
- Свердловская ТАСКРО — 10 постов.
- Тверская ТАСКРО — 10 постов.
- Томская ТАСКРО — 20 постов.
- Тульская ТАСКРО — 29 постов.
- Хабаровская ТАСКРО — 15 постов.
- Челябинская ТАСКРО — 9 постов.

Основой сети обмена оперативными данными в рамках ЕГАСМРО является ведомственная система связи (ВСС) Росгидромета, протокол UNIMAS, также используются выделенные каналы связи и Интернет, протокол FTP.

ГИАЦ получает данные от отраслевой АСКРО Росатома и передает данные Росгидромета и территориальных АСКРО в ситуационно-кризисный центр Росатома и в кризисный центр концерна «Росэнергоатом». Кроме того, корреспондентами ГИАЦ являются Национальный центр управления в кризисных ситуациях (НЦУКС), Дальневосточный ЦУКС и 3 областных управления МЧС России. Данные ОАСКРО Росатома передаются в РИАЦ ЕГАСМРО тех регионов, где имеются объекты Росатома.

Реализован обмен данными территориальных АСКРО непосредственно между Среднесибирским (Красноярское УГМС) и Западно-Сибирским (Западно-Сибирское УГМС, Томский ЦГМС) РИАЦ ЕГАСМРО.



Контроль за процессом сбора данных осуществляется с использованием специального программного обеспечения (СПО) для дежурного персонала профильных подразделений, с помощью которого обеспечивается визуализация данных, автоматическое обновление в режиме реального времени, цветографическая и звуковая сигнализация при превышении высокого и экстремально высокого уровней МД. Кроме того, непосредственно на местах измерений и в УГМС и в ЦГМС, имеется СПО для просмотра показаний постов контроля на основе формата передачи данных (EURDEP 2.0), позволяющее осуществлять визуальный контроль за передаваемыми данными.

Публикация данных о радиационной обстановке на территории РФ осуществляется посредством официального сайта ЕГАСМРО (Интернет-портала ГИАЦ ЕГАСМРО) в режиме реального времени круглосуточно. Доступ к информации, размещенной на Интернет-портале ЕГАСМРО, предоставляется на безвозмездной основе.

На Интернет-портале ЕГАСМРО представлены оперативные и обобщенные данные о радиационной обстановке на территории Российской Федерации, расчетно-аналитическая и прогностическая информация, содержащая оценку изменения радиационной обстановки, в том числе ухудшения, под воздействием природных и/или антропогенных факторов, а также последствий ее изменения для окружающей среды.

Правовая база функционирования ЕГАСМРО включает в себя постановления правительства РФ, межведомственные соглашения, ведомственные нормативные документы, положения о территориальных АСКРО, соглашения между ведомствами и субъектами РФ. Основные нормативные документы:

- Федеральный закон № 170-ФЗ от 21.11.1995 об использовании атомной энергии,
- Федеральный закон № 7-ФЗ от 10.01.2002 об охране окружающей среды,
- Федеральный закон № 331-ФЗ от 21.11.2011 «О внесении изменений в Федеральный закон об охране окружающей среды» и отдельные законодательные акты РФ,
- Постановление Правительства Российской Федерации от 10 июля 2014 г. № 639 «О государственном мониторинге радиационной обстановки на территории Российской Федерации»,



- Проект приказа Минприроды «Требования к сбору, обработке, хранению, предоставлению, распространению информации о радиационной обстановке, содержащейся в единой государственной автоматизированной системе мониторинга радиационной обстановки на территории Российской Федерации и ее функциональных подсистемах, а также к обмену информацией о радиационной обстановке»,
- Положение об отраслевой автоматизированной системе контроля радиационной обстановки Госкорпорации «Росатом» от 01.11.2010 г.,
- Положение о ГИАЦ ЕГАСМРО,
- Положение о БТПРМ Росгидромета

В целом работы по организации сбора, обработки и представления данных радиационного мониторинга на территории РФ в части аварийного реагирования при возникновении ЧС радиационного характера на территории РФ или сопредельных государств по итогам реализации ФЦП ЯРБ можно считать успешно выполненными. Уже в 2011 году авария на АЭС Фукусима-1 показала способность ЕГАСМРО выполнять задачу аварийного реагирования при возникновении ЧС радиационного характера на территории РФ или сопредельных государств.

Вместе с тем, правительством РФ на ближайшие 10–15 лет поставлены задачи по совершенствованию и развитию государственного мониторинга радиационной обстановки в рамках ЕГАСМРО с целью повышения степени готовности системы с точки зрения оперативности и полноты представления информации (как фактической, так и прогностической) об уровнях радиоактивного загрязнения окружающей среды и уровнях воздействия на население и среду обитания человека.

Реализованные в рамках ЕГАСМРО процедуры сбора, обработки и представления информации полностью соответствуют принципу масштабируемости и позволят в будущем расширить как состав данных мониторинга, так и функциональный состав ЕГАСМРО, обеспечив тем самым решение задач по совершенствованию и развитию государственного мониторинга радиационной обстановки на территории РФ.



# **СОВРЕМЕННЫЕ ПРОГРАММНО-ТЕХНИЧЕСКИЕ СРЕДСТВА ДЛЯ РЕШЕНИЯ ОПЕРАТИВНЫХ ЗАДАЧ РАДИОАКТИВНОГО МОНИТОРИНГА**

В. С. Косых, С. А. Сарычев  
ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск

## **1. Введение**

Авария на Чернобыльской АЭС впервые наглядно продемонстрировала необходимость в создании средств для решения оперативных задач радиационного мониторинга. Эти задачи, в основном, связаны с возникновением или угрозой возникновения аварийных ситуаций на радиационно-опасных объектах. Опыт, полученный специалистами в разных странах при реагировании на такие ситуации, показал необходимость на ранней стадии аварии быстрого получения данных о складывающейся обстановке, наличие средств «быстрой» обработки и анализа, а также прогноза развития ситуации, и как результат всех перечисленных действий, подготовка и предоставление информации, необходимой для принятия решений, направленных на минимизацию последствий аварийных ситуаций на окружающую среду и человека.

Работы, направленные на создание инструментов для решения перечисленных задач, проводились и проводятся в разных странах, включая СССР, а затем и РФ.

В нашей стране процесс построения получил наиболее активное развитие в рамках работ по созданию Единой государственной автоматизированной системы контроля (с 2011 года мониторинга) радиационной обстановки на территории Российской Федерации (ЕГАСКРО, а ныне ЕГАСМРО).

Сам процесс создания был достаточно длителен в силу трудностей прежде всего экономического характера. Но с 2008 года, после начала действия Федеральной целевой программы (ФЦП) «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 и на период до 2015 года» он вступил в активную фазу, поскольку указанная ФЦП включала ряд мероприятий, направленных на создание ЕГАСМРО.

## **2. Современное состояние программно-технических комплексов для задач оперативного радиационного мониторинга**

Возвращаясь к оперативным задачам радиационного мониторинга, можно выделить три основных направления для их решения:



- создание и внедрение средств, обеспечивающих процессы измерения в автоматизированном режиме;
- автоматизация процедур сбора и обработки данных;
- разработка программно-технических комплексов для анализа, прогноза, представления и предоставления информации.

Выполнение мероприятий ФЦП, по которым Росгидромет был определен государственным заказчиком, проводилось по указанным выше направлениям. Если говорить о результатах реализации мероприятий, то состояние на начало 2016 года следующее.

В рамках первого этапа проекта по модернизации наблюдательной сети Росгидромета в составе ряда автоматических метеостанций (АМС) были установлены датчики измерения мощности дозы (ИРТ-М) (рис. 1).



*Рисунок 1. Датчики измерения мощности дозы в составе АМС*

По состоянию на конец 2015 года 233 АМК по каналам АСПД регулярно (каждые 3 часа) в автоматическом режиме передают измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД).

Специалистами НПО «Тайфун» было разработано новое поколение воздухофильтрующих установок (УВФ-2) (рис. 2), обеспечивающих отбор проб атмосферных аэрозолей и радиоактивного молекулярного йода на накопительные фильтры, непрерывное автоматическое измерение объема и объемного расхода, непрерывное автоматическое измерение поверхностной бета-активности и мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения, возможность дистанционного управления работой уста-



новки с удаленного ПК (пуск, остановка), передачи данных о прокачанном объеме и радиоактивных характеристиках воздуха на удаленный ПК. УВФ-2 уже установлены и действуют в составе наблюдательной сети Росгидромета. Также планируются и уже проводятся работы по их установке в составе АСКРО новых АЭС (НВАЭС-2, строящаяся Белорусская АЭС).

В рамках ФЦП ЯРБ специалистами НПО «Тайфун» была разработана программа поэтапной модернизации радиометрических лабораторий, действующих в составе наблюдательной сети Росгидромета. В период 2009–2015 годов программа была реализована, и в итоге было переоснащено 22 лаборатории в 17-ти УГМС. По сути, это было первое масштабное переоснащение после аварии на ЧАЭС в 1986 году. Важным направлением в создании по обеспечению оперативных задач радиационного мониторинга было создание мобильных средств радиационной разведки. В частности специалистами ФГБУ «НПО «Тайфун» были созданы мобильные (автомобильный и воздушный) комплексы радиационной разведки.



*Рисунок 2. Установка воздухофильтрующая УВФ-2*

Комплексы в 2012–2014 годах успешно прошли испытания на загрязненных после аварии на ЧАЭС территориях (в Брянской, Тульской и Калужской областях).



Автомобильная лаборатория радиационной разведки (АЛРР) (рис. 3) предназначена для:

- радиационного обследования местности и населенных пунктов в нормальных условиях и при радиационных авариях
- гамма-спектрометрического зондирования газоаэрозольных радиоактивных выбросов;
- измерения и оценки текущих метеопараметров в районе размещения радиационно-опасных объектов (РОО);
- проведения предварительных расчетов для оценки и прогноза радиационной обстановки (РО) в районах размещения РОО.



*Рисунок 3. Автомобильная лаборатория радиационной разведки (АЛРР)*

АЛРР оснащена дозиметрическим, спектрометрическим, навигационным и коммуникационным оборудованием, специальным ПО для проведения съемки местности, обработки результатов, их оперативной передачей в центр сбора данных. По состоянию на конец 2015 года действуют лаборатории в Мурманском, Дальневосточном и Западно-Сибирском УГМС, а также в ФГБУ «НПО Тайфун».

Измерительный комплекс воздушной лаборатории радиационной разведки (ВРЛЛ) помимо оборудования, используемого в АЛРР, также включает дополнительный спектрометр (сцинтилляционный), высотомер.

Комплекс ВЛРР проводит измерения:

1. МАЭД фотонного излучения по пути следования летательного судна.
2. Удельной активности гамма-излучающих радионуклидов на подстилающей поверхности методом гамма-спек-



- тросметрической съёмки In-Situ (без подготовки проб).  
При известном профиле заглубления радионуклидов.
3. Удельной активности гамма-излучающих радионуклидов в стандартных образцах контролируемых объектов (фильтр АФА, почвы, воды, растительность и т.п.).
  4. Температуры и давления воздуха, а также истинной высоты полёта.
  5. Водного эквивалента снежного покрова методом авиационного гамма-съёмки:
    - Поиск утерянных гамма-излучающих радионуклидов.
    - Координатная привязка результатов измерения.
    - Отображение результатов измерений на картографическом слое в режиме on-line.
    - Отправка данных в Аналитический Центр по каналу связи GSM.

Комплекс может быть использован не только для воздушной съёмки территорий, но и для оценки снегозапаса в бассейнах рек спектрометрическим методом. Измерительный комплекс ВЛРР успешно прошел испытания и по обследованию загрязненных территорий для оценки снегозапаса.

В первой половине 2016 года будут завершены работы по внесению измерительных комплексов АЛРР (МР-43) и ВЛРР (МР-44) в реестр средств измерений.

Автоматизация процедур сбора данных обеспечивается на базе ведомственной сети связи (ВСС) Росгидромета. Узлы ВСС действуют в составе всех УГМС, функционирующих в составе всех субъектов Российской Федерации.

Для обеспечения обработки, анализа и представления данных и информации в рамках ФЦП ЯРБ было создано восемь региональных информационно-аналитических центров (РИАЦ), а также центр Федерального уровня, который выполняет функции главного информационно-аналитического центра ЕГАСМРО (ГИАЦ ЕГАСМРО).

РИАЦ действуют в составе:

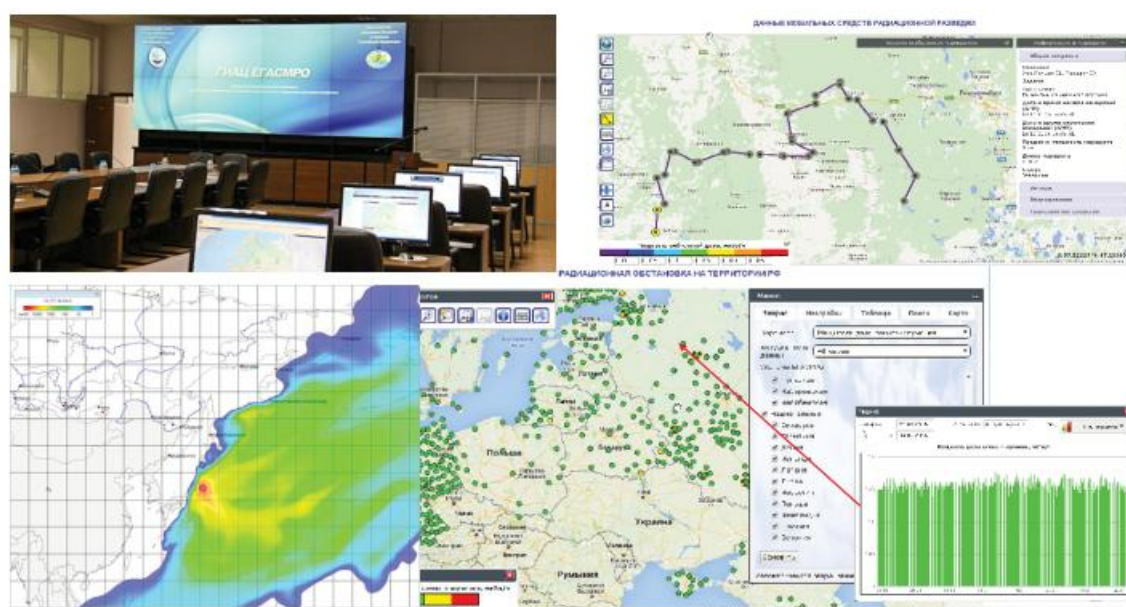
- Северо-Западный (Северо-Западный филиал НПО «Тайфун», г. Санкт-Петербург),
- Среднесибирский (Средне-Сибирское УГМС г. Красноярск),
- Дальневосточный (Приморское УГМС, г. Владивосток),



- Верхне-Волжский (Верхне-Волжское УГМС, г. Нижний Новгород),
- Уральский (Уральское УГМС, г. Екатеринбург),
- Западно-Сибирский (Западно-Сибирское УГМС, г. Новосибирск),
- Северо-Кавказский (Северо-Кавказское УГМС, г. Ростов-на-Дону)
- Центральный (Центральное УГМС, г. Москва).

ГИАЦ ЕГАСМРО действует на базе ФГБУ «НПО «Тайфун» (рис. 4). В составе ГИАЦ и РИАЦ действуют ПТК, которые обеспечивают в оперативном режиме:

- Непрерывное пополнение баз радиационного мониторинга, а также текущих и прогностических данных о состоянии атмосферы и поверхностных вод.
- Моделирование распространения аварийных загрязнений в атмосфере, их выпадений на поверхность земли и перенос поверхностными водами.
- Расчет ожидаемых доз для населения и выработку рекомендаций по контрмерам.
- Подготовку в заданном формате результатов анализа и прогноза аварийного загрязнения и рассылку заинтересованным организациям и ведомствам.



*Рисунок 4. ГИАЦ ЕГАСМРО был введен в эксплуатацию в конце 2015 года*



Необходимо также отметить, что участниками ЕГАСМРО, помимо Росгидромета, являются другие ведомства, а также Госкорпорация «Росатом». Кроме того, в ряде субъектов РФ созданы и действуют территориальные АСКРО. В рамках ФЦП ЯРБ были выполнены работы по их интеграции в состав ЕГАСМРО. На сегодняшний день в ЕГАСМРО доступны оперативные данные от 16 локальных АСКРО радиационно опасных объектов, входящих в состав ГК «Росатом» и от 18 территориальных АСКРО субъектов РФ.

По итогам работ 2015 года в состав ГИАЦ ЕГАСМРО был введен в эксплуатацию портал ЕГАСМРО (egasmro.ru) (рис. 5), на котором представлена текущая и аналитическая информация о РО на территории РФ, участники системы, нормативная база и другая информация.

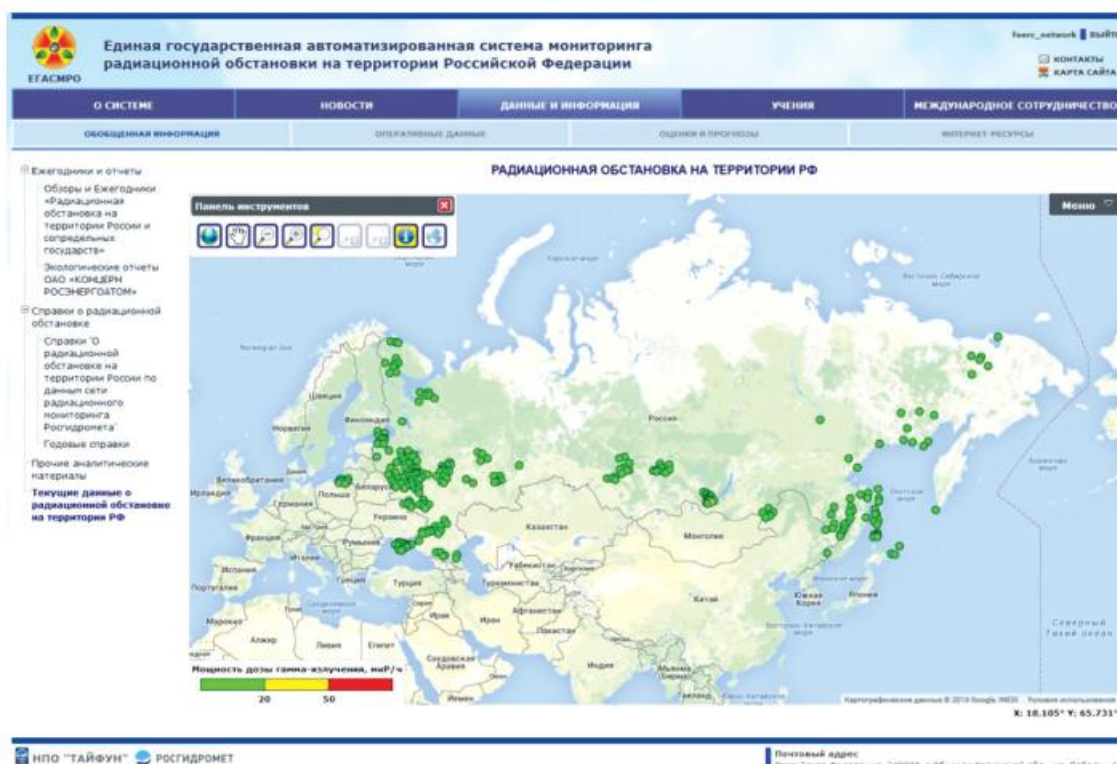


Рисунок 5. Пример представления данных о радиационной обстановке на портале ЕГАСМРО

Авария на АЭС «Фукусима» в 2011 году показала, что те результаты, которые были получены на тот момент времени, позволили сделать оперативную оценку влияния последствий аварии на АЭС «Фукусима» для территории РФ.

При этом в ходе аварии ведомственная система радиационного мониторинга Росгидромета и силы других ведомств действовали



в режиме повышенной готовности, силами МЧС была обеспечена доставка АЛРР на о. Сахалин, наблюдательная сеть Росгидромета в учащенном режиме отслеживала изменения радиационной обстановки на территории РФ. Ежедневно делались прогностические оценки распространения продуктов выброса из места аварии. Говоря в целом, ЕГАСМРО, ее составные части, которые уже были созданы на момент аварии, обеспечили получение своевременных оценок влияния последствий аварии на территорию РФ.

### **3. Заключение**

Реализованные в составе ведомственных и территориальных систем радиационного мониторинга программно-технические комплексы, выполненные работы по интеграции этих систем в единую государственную систему радиационного мониторинга позволяют на сегодняшний день утверждать, что ЕГАСМРО в целом обеспечивает решение задачи аварийного реагирования на высоком уровне. Вместе с тем, с выходом 10 июля 2014 года Постановления Правительства РФ № 639 «О государственном мониторинге радиационной обстановки на территории Российской Федерации» на ЕГАСМРО возложены задачи мониторинга радиационной обстановки не только в условиях аварийных ситуаций, что влечет за собой необходимость дальнейшего развития системы, модернизацию ПТК для радиационного мониторинга.

Основные направления дальнейшего развития ЕГАСМРО в настоящий момент определены, подготовлен перечень мероприятий по их реализации.



# СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ДОЗ НА ВОДНУЮ БИОТУ В ВОДОЁМАХ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ

Крышев А. И., Сазыкина Т. Г.  
ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск

## 1. Введение

В настоящее время развитие критериев радиационной защиты природной биоты, является актуальной проблемой радиозологии (ICRP, 2009, 2014). В течение последних лет предприняты значительные международные усилия по разработке системы радиационной защиты биоты в естественной среде обитания. Были разработаны методы оценки доз на природную биоту (EPIC, 2003; Ulanovsky, Prohl, 2008; Brown et al., 2008), предложены пороговые уровни хронического облучения, при превышении которых могут возникать негативные эффекты радиационного воздействия для природной биоты (UNSCEAR, 1996; DOE, 2002; Garnier-Laplace, Gilbin, 2006; Sazykina et al., 2009; ICRP, 2009, 2014).

В связи с этим очень важно оценить диапазон уровней облучения, которые действительно наблюдались в различных радиологических ситуациях при загрязнении природных экосистем в результате прошлых радиационных аварий. Цель настоящего исследования — сравнительный анализ мощностей доз на водную биоту из водных объектов России и бывшего СССР, подвергшихся загрязнению в прошлом в результате аварий или повышенных уровней хронического радиоактивного загрязнения: водоём-охладитель Чернобыльской АЭС (Украина); р. Теча (Южный Урал) и р. Енисей, крупная река, расположенная в Центральной Сибири. Результаты дозовой оценки размещались на шкале «мощность дозы — эффект» и сравнивались с некоторыми литературными данными по радиобиологическим эффектам для рыб из рассматриваемых водоёмов.

## 2. Материалы и методы

### 2.1. Описание водных экосистем

#### 2.1.1. Водоём-охладитель ЧАЭС

Чернобыльская АЭС была расположена в восточной части Украины, на берегу р. Припять, впадающей в Киевское водохрани-



лице. Водоём-охладитель был расположен юго-восточнее станции, и был создан при отделении дамбой части реки. Площадь водоёма-охладителя 21,7 км<sup>2</sup>, объём 150·10<sup>6</sup> м<sup>3</sup>, средняя глубина 6,6 м, максимальная глубина 20 м. Водоём-охладитель ЧАЭС был одним из самых загрязнённых водных объектов на территории, затронутой Чернобыльской аварией. Первичное радиоактивное загрязнение водоёма в результате аварии в основном было связано с атмосферными выпадениями с 26 апреля 1986 по май 1986. Все аварийные радионуклиды в водоёме-охладителе можно разделить на три группы: короткоживущие с периодом полураспада меньше нескольких дней (<sup>132</sup>I, <sup>133</sup>I, <sup>135</sup>I, <sup>132</sup>Te, <sup>239</sup>Np, <sup>99</sup>Mo, <sup>140</sup>La), радионуклиды с периодом полураспада от нескольких дней до 2 месяцев (<sup>131</sup>I, <sup>140</sup>Ba, <sup>136</sup>Cs, <sup>141</sup>Ce, <sup>103</sup>Ru, <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb, <sup>89</sup>Sr) и относительно долгоживущие с периодом полураспада больше года (<sup>137</sup>Cs, <sup>134</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>106</sup>Ru, <sup>144</sup>Ce).

В мае 1986 радиоактивное загрязнение воды водоёма-охладителя в основном определялось <sup>131</sup>I (15 кБк/л), <sup>140</sup>Ba (1,1 кБк/л), <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb, <sup>137</sup>Cs (0,4 кБк/л), <sup>144</sup>Ce, <sup>106</sup>Ru. В течение следующих месяцев радиоактивность воды экспоненциально снижалась в связи с радиоактивным распадом и отложением радионуклидов в седиментах. Объёмная активность <sup>137</sup>Cs в нехищной рыбе в 1986–1990 изменялась в пределах 20–250 кБк/кг сырой массы, в хищной рыбе 110–300 кБк/кг (BIOMOVIS, 1996; Kryshev, 1998; Kryshev, Ryabov, 2000; Kryshev et al, 2003).

### 2.1.2. Озеро Урускуль (Южный Урал)

Небольшое озеро Урускуль расположено на Южном Урале, Челябинская область России, на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). Появление данного следа вызвано радиационной аварией (29 сентября 1957 г.) на хранилище жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» (Кыштымская авария). Как результат аварии, 7,4×10<sup>16</sup> Бк рассеялось над территорией Южного Урала. В изотопном составе аварийного выброса преобладали относительно короткоживущие радионуклиды: <sup>144</sup>Ce, <sup>144</sup>Pr, <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb. Однако, долгосрочная радиоэкологическая ситуация на территории ВУРС определялась долгоживущим радионуклидом <sup>90</sup>Sr (2,7% общей выброшенной активности) (Nikipelov et al., 1990; Kryshev, 1997).

Загрязнение озера вызвано атмосферными выпадениями радионуклидов на поверхность водоёма, а в дальнейшем поступлением радионуклидов с водосбора. Общая активность <sup>90</sup>Sr в оз. Урускуль (сентябрь 1957) оценивалась в 6,7·10<sup>13</sup> Бк; в 1958 объём



ёмная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде озера была 8,7 кБк/л (Крышев и др., 2001). Оз. Урускуль одно из самых загрязнённых водоёмов ВУРСа, до сих пор запрещено его хозяйственное использование. Измеренная объёмная активность  $^{90}\text{Sr}$  в костях рыбы из оз. Урускуль уменьшилась с  $2 \cdot 10^4$  кБк/кг в 1958–1959 до 110 кБк/кг в 1992, оценённая концентрация  $^{90}\text{Sr}$  во всём теле рыбы была примерно в 8–10 раз ниже (Крышев и др., 2001).

### 2.1.3. Река Теча

Река Теча расположена на Южном Урале (Россия) и является частью крупной речной системы Теча — Исеть — Тобол — Иртыш — Обь, относящейся к бассейну Карского моря. Длина реки 243 км, глубина изменяется от 0,5 до 2 км, ширина — 15–30 м.р. Теча была загрязнена техногенными радионуклидами в результате сбросов ПО «Маяк», в основном в 1949–1956. В этот период, порядка  $10^{17}$  Бк радионуклидов попало в речную систему, включая  $1,2 \cdot 10^{16}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$  и  $1,3 \cdot 10^{16}$  Бк  $^{137}\text{Cs}$  (Крышев, Рязанцев, 2010).

Наиболее загрязнённая верхняя часть реки заросла водорослями, рядом находятся заболоченные участки, загрязнённые радионуклидами. В настоящее время эта заболоченная местность является основным источником поступления радионуклидов в реку. Сейчас объёмная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде в верхней части р. Теча 5–20 Бк/л, в рыбе 100–3000 Бк/кг сырого веса, объёмная активность  $^{137}\text{Cs}$  в верхней части р. Теча (Муслимово) 0.1–2 Бк/л, в рыбе 50–1000 Бк/кг (Kryshev et al, 1998; Крышев, Рязанцев, 2010).

### 2.1.4. Река Енисей

Енисей крупная река, расположенная в Центральной Сибири (Россия). Она течет в северном направлении в Енисейский залив Карского моря. Длина реки 3840 км, средний годовой расход воды  $591 \text{ км}^3$ . С 1958 р. Енисей загрязняется плановыми выбросами радионуклидов Красноярского горно-химического комбината (ГХК), расположенного примерно на расстоянии 2200 км от дельты реки. В течение периода максимальной активности, промышленный комплекс включал два прамоточных ядерных реактора и реактор с закрытым контуром. В 1992 прамоточные реакторы были выведены из эксплуатации, что привело к значительному уменьшению радиоактивного загрязнения р. Енисей (Вакуловский и др., 2004).

Среди радионуклидов, представленных в жидких выбросах от ГХК,  $^{32}\text{P}$  имел наибольшую радиоэкологическую значимость,



так он легко поглощался речной биотой.  $^{32}\text{P}$  короткоживущий радионуклид с  $T_{1/2}=14$  дней. Измеренная объёмная активность  $^{32}\text{P}$  в воде р. Енисей, 10 км ниже по течению от ГХК в 1987–1991 гг. была 7,4–9,8 Бк/л, в 1993–1997 0,1–0,5 Бк/л. Объёмная активность  $^{32}\text{P}$  в выловленной рыбе Енисея в 5–25 км ниже по течению от ГХК в 1990 изменялась в диапазоне 0,4–48 кБк/кг сырой массы, в 2001 0,1–0,3 кБк/кг сырой массы (Вакуловский и др., 2004).

Ихтиофауну р. Енисей можно разделить на 2 экологические группы: немигрирующие и мигрирующие рыбы. Немигрирующие виды обычно перемещаются в пределах ограниченного расстояния (десятки километров), в то время как мигрирующие рыбы проводят большую часть своей жизни в дельте Енисея, бухте или заливе, и уходят выше по течению р. Енисей на нерест. Место нереста для многих видов мигрирующей рыбы располагается в середине реки на расстоянии 400–1600 км выше по течению относительно устья реки, т.е. в 600–1800 км ниже по течению от выбросов радионуклидов (ГХК).

## *2.2. Выбор референтных организмов и метод расчета доз*

Радиоэкологическая оценка для всех видов, обитающих в естественных экосистемах, является сложной задачей. Более практичный путь — это рассмотрение ограниченного количества типичных видов или экологических групп для отдельного водоёма, которые могут использоваться, как репрезентативные организмы для радиоэкологического изучения. МКРЗ разработан набор формальных референтных видов, предназначенный для проведения радиоэкологической оценки (ICRP, 2009). Но для детального изучения идея выбора регионально специфичных референтных организмов кажется более подходящей. Сформулированы следующие основные критерии для выбора референтных видов водной биоты:

- Экологический (место в экосистеме);
- Пригодность для радиационного мониторинга;
- Дозиметрический (критические пути облучения);
- Радиочувствительность организмов;
- Способность популяции к самовосстановлению.

Экологические критерии предполагают выбор референтных организмов среди доминирующих видов по трофическим уровням экосистем. Доминирующие виды отвечают за основные по-



токи энергии и биомассы в экосистемах; нормальные жизненные функции доминирующих видов необходимы для функционирования всей экосистемы. В общем, один или два доминирующих вида являются репрезентативными для одного трофического уровня водной экосистемы.

Второй критерий рассматривает необходимость регулярных измерений объёмных активностей радионуклидов в референтных видах. Поэтому его можно рекомендовать для выбора референтных водных организмов со следующими характеристиками:

- Типичный, многочисленный с широкой естественной областью (средой) обитания;
- Организмы можно легко собрать для целей радиационного мониторинга;
- Виды можно легко определить;
- Организмы с высокими коэффициентами накопления радионуклидов;
- Виды значимые для человека (коммерчески и т.д.).

Дозиметрические критерии предполагают выбор референтных видов биоты на основе анализа критических путей её облучения. В водных экосистемах следует рассматривать следующие пути облучения:

- Внутреннее облучение от радионуклидов, содержащихся в органах и тканях водных организмов;
- Внешнее облучение от радионуклидов в воде;
- Внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в донных отложениях.

Поэтому целесообразно выбирать референтные виды среди «критических групп» для главных путей облучения. В водных экосистемах это следующие:

- Бентосные организмы (критическая группа для облучения от донных отложений);
- Организмы с высокой биоаккумуляцией техногенных радионуклидов, представленных в исследуемом водоёме (критическая группа для внутреннего облучения).

Критерий радиочувствительности предполагает выбор референтных видов биоты среди радиочувствительных видов в экосистеме и исключение из рассмотрения радиорезистентных ор-



ганизмов. Различные компоненты гидробиоценозов показывают значительные различия в их чувствительности к ионизирующей радиации. В водных экосистемах, бактерии, планктон и некоторые беспозвоночные в зависимости от размеров менее чувствительны к облучению в сравнении с рыбой или водоплавающей птицей. Выбор референтных видов среди радиорезистентных групп организмов не рекомендуется.

В общем, репродуктивный потенциал популяций зависит от количества потомства в единицу времени и от периода достижения репродуктивной зрелости. Виды с высоким репродуктивным потенциалом (например, микроорганизмы) не рассматриваются, как референтные организмы для радиоэкологической оценки. Если популяция таких видов подверглась облучению, она легко может восстановиться благодаря репродукции оставшихся организмов. Наоборот, виды с относительно низкими репродуктивными способностями следует рассматривать как возможные референтные виды для радиоэкологической оценки.

Рассмотрев вышеупомянутые критерии, референтными для водных экосистем были выбраны следующие экологические группы организмов:

- Пелагическая рыба
- Бентосная рыба
- Моллюски
- Водоросли
- Водоплавающие птицы и млекопитающие.

Описанная методика применялась для определения референтных видов для радиоэкологической оценки в рассматриваемых водоёмах: водоём-охладитель ЧАЭС, оз. Урускуль, р. Теча и р. Енисей. Специфические биологические организмы (виды) выбирались из данных экологических групп для каждого изучаемого водоёма. Экологические группы и выбранные референтные виды биоты для данных водоёмов представлены в Таблице 1.

Вычисления мощностей доз облучения биоты проводились с использованием международного программного средства по расчету доз облучения биоты ERICA Tool ([www.ERICA-tool.com](http://www.ERICA-tool.com)) (Brown et al., 2008), где в качестве входных данных задавались измеренные объёмные активности в компонентах водных экосистем (вода, донные отложения, гидробионты). Реконструкция



динамики загрязнения гидробионтов на основе радиоэкологической модели ECOMOD (Kryshch, Ryabov, 2000; Kryshch, 2003, 2004, 2006) проводилась, если данные были малочисленны или недоступны.

Таблица 1

**Референтные виды водной биоты в исследуемых водоемах**

Экологическая группа	Водоем-охладитель Чернобыльской АЭС	Оз. Урускуль	Р. Теча	Р. Енисей
Пелагическая рыба	Толстолобик ( <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	Карась ( <i>Carassius carassius</i> )	Карась ( <i>Carassius carassius</i> )	Елец ( <i>Leuciscus leuciscus</i> )
Бентосная рыба	Лещ ( <i>Abramis brama</i> )	Карп ( <i>Cyprinus carpio</i> )	Плотва ( <i>Rutilus rutilus</i> )	Плотва ( <i>Rutilus rutilus</i> )
Хищная рыба	Судак ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	-	Щука ( <i>Esox lucius</i> )	Щука ( <i>Esox lucius</i> )
Мигрирующая рыба	-	-	-	Сиг ( <i>Coregonus lavaretus</i> )
Моллюски	Брюхоногий моллюск ( <i>Viviparus contectus</i> )	Брюхоногий моллюск ( <i>Lymnaea stagnalis</i> )	Двустворчатый моллюск ( <i>Anodonta</i> )	Двустворчатый моллюск ( <i>Anodonta</i> )
Водные растения	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Typha</i> sp.	<i>Potamogeton</i> sp.	<i>Elodea canadensis</i>

**3. Результаты и обсуждение**

В Таблице 2 приведены сравнительные оценки мощностей доз для референтных видов биоты водоёма-охладителя ЧАЭС, оз. Урускуль, р. Теча и р. Енисей. Для каждого рассматриваемого водоёма дозовая оценка проводилась для двух радиоэкологических ситуаций: ранний период загрязнения (максимальные мощности доз) и поздний период (длительные хронические мощности доз). Вычисления мощностей доз проводились, используя измеренные объёмные активности в компонентах водных экосистем. Модель реконструкции на основе модели ECOMOD применялась, если данные были малочисленны или недоступны (Kryshch, 1998; Kryshch, Ryabov, 2000; Kryshch, 2004, 2006). Мощности доз для биоты р. Теча в ранний период загрязнения (1950–1951) оценивались Крышевым и Рязанцевым (2010).



**Сравнительная оценка мощностей доз облучения  
референтных видов водной биоты, мГр/сут.**

Экологическая группа	Водный объект			
	Водоем-охладитель ЧАЭС 1986 (1996)	Оз. Урускуль 1957–1958 (1992)	Р. Теча 1951–1952 (1990–1998)	Р. Енисей 1990–1991 (2000–2001)
Водные растения	15,0 (0,1)	8,0 (0,05)	83,0 (0,05)	$6 \cdot 10^{-2}$ ( $1 \cdot 10^{-3}$ )
Моллюски	34,0 (0,8)	85,0 (0,3)	80,0 (0,8)	0,2 ( $3 \cdot 10^{-3}$ )
Пелагическая рыба	13,0 (0,04)	35,0 (0,2)	30,0 (0,1)	$5 \cdot 10^{-2}$ ( $8 \cdot 10^{-4}$ )
Бентосная рыба	22,0 (0,2)	55,0 (0,2)	30,0 (0,3)	$5 \cdot 10^{-2}$ ( $8 \cdot 10^{-4}$ )
Хищная рыба	12,0 (0,09)	-	30,0 (0,3)	$3 \cdot 10^{-2}$ ( $7 \cdot 10^{-4}$ )
Мигрирующая рыба	-	-	-	$2 \cdot 10^{-3}$ ( $5 \cdot 10^{-5}$ )

Анализ оценок мощностей доз, представленных в Таблице 2, показывает значительные различия в облучении биоты в течение раннего и хронического периода радиоактивного загрязнения всех рассматриваемых водоёмов. Различия между мощностями доз для гидробионтов водоёма-охладителя ЧАЭС в 1986 и 1996 были от 40 раз (моллюски) до 300 (пелагическая рыба), в оз. Урускуль от 160 (водоросли) до 280 (бентосная рыба), в р. Теча от 100 (бентосная рыба) до 1600 (водоросли). Это отношение вызвано присутствием короткоживущих радионуклидов в ранний период загрязнения в данных водоёмах. В отдельных случаях короткоживущие радионуклиды постоянно способствовали облучению биоты, например,  $^{32}\text{P}$  р. Енисей. Уменьшение мощности дозы для биоты Енисея вызвано значительным снижением сбросов  $^{32}\text{P}$  в реку. Мощности дозы для биоты и радиозэкологические последствия осаждения (задержки) радионуклидов в реке зависят от размеров водоёма, наивысшие мощности доз на биоту были в относительно небольшой р. Теча, наименьшие мощности доз на водные организмы наблюдались в крупной р. Енисей.

Наиболее чувствительным компонентом в водных экосистемах была бентосная пищевая цепочка. Согласно нашим оцен-



кам моллюски получали максимальную мощность дозы среди всех референтных видов во всех рассматриваемых водоёмах, как в ранний, так и в поздний периоды радиоактивного загрязнения. В менее проточных водоёмах, как водоём-охладитель ЧАЭС и оз. Урускуль, мощности доз придонной фауны были на 60–70% выше, чем облучение пелагических видов. Чувствительность бентосных видов вызвана дополнительным внешним облучением от сильно загрязнённых донных отложений, так величины коэффициентов накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{32}\text{P}$  в моллюсках и бентосной рыбе были значительно больше в сравнении с пелагическими видами. В ранний период водного загрязнения после радиационных аварий водные растения получили высокие дозы, так как они интенсивно абсорбировали некоторые короткоживущие радионуклиды ( $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ) на своей поверхности с высокими коэффициентами накопления (Kryshev, Sazykina, 1994). Как можно видеть по Таблице 2, мощности доз для мигрирующей рыбы в р. Енисей были значительно ниже, чем для других видов рыб, так как мигрирующая рыба проводит большую часть жизни вдалеке от источника сбросов и не питается в течение нерестовой миграции.

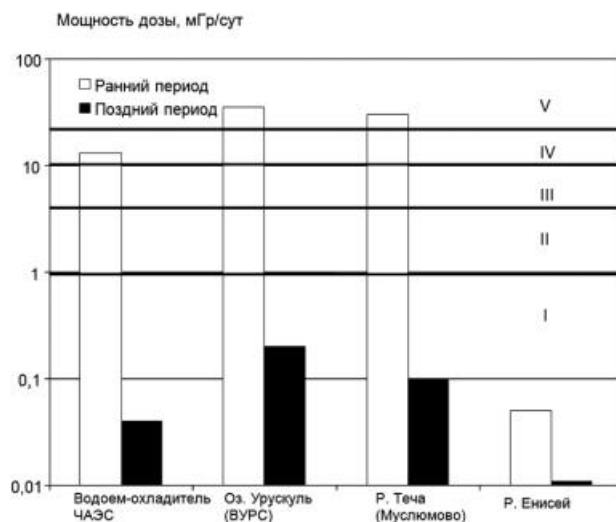
Как известно, рыба более радиочувствительна среди пойкилотермных водных животных. На организменном уровне следующие группы эффектов важны для выживания популяций: эффекты на здоровье гидробионтов, репродуктивную способность и продолжительность жизни (FASSET, 2003). Данные, опубликованные в России и бывшем СССР относительно эффектов ионизирующей радиации на природную биоту, были ранее обобщены в рамках проекта ЕС EPIC Project “Environmental Protection from Ionizing Contaminants in the Arctic”, где внимание акцентировалось на хроническом/долгосрочном радиационном облучении (Sazykina, Kryshev, 2003; Kryshev et al., 2008; Sazykina et al., 2009). Следующая численная шкала «мощность дозы — эффект» предлагается для рыб, обитающих в северном/умеренном климате:

- Мощность дозы 1 мГр/сут пороговый уровень для появления первых отрицательных изменений в иммунной системе рыб; при меньшей мощности дозы организмы могут адаптироваться к радиации с постепенным восстановлением параметров здоровья;
- Мощность дозы 5–10 мГр/сут пороговый уровень для развития отрицательных эффектов в репродуктивной системе;



- Мощность дозы больше чем 10 мГр/сут хронического долговременного облучения приводит к сокращению срока жизни взрослой рыбы.

Результаты расчётов дозовых мощностей для референтных видов рыбы из водоёма-охладителя ЧАЭС, оз. Урусуль, р. Теча и р. Енисей отображены на шкале «мощность дозы — эффект». Рис. 1 показывает сравнение для пелагической рыбы, а рис. 2 для бентосной рыбы из рассматриваемых водоёмов.

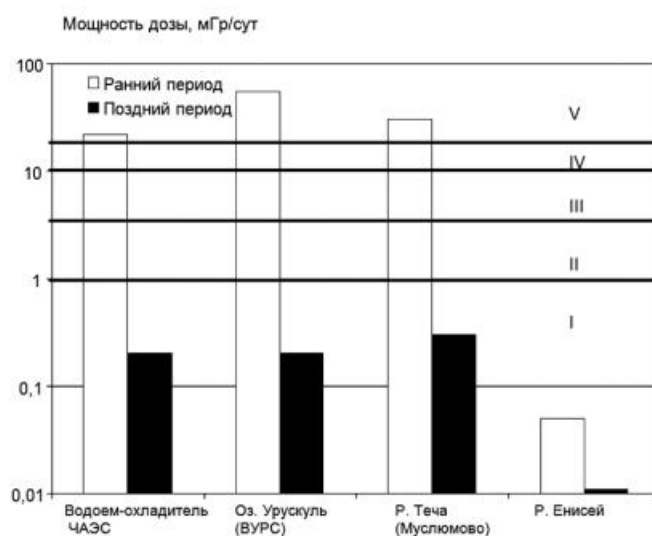


*Рисунок 1. Мощности доз облучения пелагических рыб, помещённые на шкалу «мощность дозы — эффекты»: I — нет негативных эффектов; II — негативные эффекты на здоровье рыб; III — негативные эффекты на репродуктивную систему рыб; IV — эффекты на сокращение продолжительности жизни рыб; V — увеличение смертности рыб и угнетение популяций рыб.*

Мощности доз для рыбы водоёма-охладителя ЧАЭС в 1986 оценивались в 12 мГр/сут для толстолобика (пелагическая рыба) и 22 мГр/сут для леща (бентосная рыба); после 1986 дозовые мощности постепенно уменьшались. Так может ожидать влияние на репродуктивную систему толстолобика и некоторое сокращение в популяции леща в этом водоёме (рис. 1). Данные радиобиологических исследований подтверждают наличие радиационных эффектов относительно репродуктивной системы толстолобика из водоёма-охладителя ЧАЭС. Как отмечалось Беловой и др. (1993) и Макеевой и др. (1994) в 1989–1992 7,1% изучаемых толстолобиков в данном водоёме были стерильны, у 35% женских особей и 48% мужских особей



толстолобиков были различные аномалии гонад. В естественных условиях стерильность толстолобиков редка (меньше чем 0,25%). К сожалению, отсутствуют какие-либо литературные данные относительно радиационных эффектов на рыб-бентофагов из водоёма-охладителя ЧАЭС.



*Рисунок 2. Мощности доз облучения бентосных рыб, помещённые на шкалу «мощность дозы — эффекты»: I — нет негативных эффектов; II — негативные эффекты на здоровье рыб; III — негативные эффекты на репродуктивную систему рыб; IV — эффекты на сокращение продолжительности жизни рыб; V — увеличение смертности рыб и угнетение популяций рыб.*

Мощности доз для рыбы в оз. Урускуль в течение первых лет загрязнения оценивались в 35–55 мГр/сут. При данных ожидаемо дозовых мощностях влияние на продолжительность жизни рыб, особенно в течение раннего периода загрязнения озера. В 1970-х Воронина и др. (1977) отметила существенные изменения в возрастной структуре популяции карася в оз. Урускуль, а именно значительное снижение численности или даже полное исчезновение экземпляров старших возрастных классов.

Мощности доз для рыбы р. Енисей были ниже пороговой величины в 1 мГр/сут в течение всего рассматриваемого периода. В литературе не отмечалось каких-либо радиобиологических эффектов на рыбу р. Енисей. В настоящее время дозовые мощности на референтные виды рыбы в изучаемых реках изменяется от  $5 \cdot 10^{-5}$ – $8 \cdot 10^{-4}$  мГр/сут (Енисей) до 0,2–0,3 мГр/сут (Теча). Можно сделать вывод, что современные уровни облучения в реках Теча и Енисей



не приводят к каким-либо отрицательным изменениям в организмах и популяциях рыб. Зависимость «мощность дозы — эффект» для хронического облучения биоты может использоваться для оценки допустимых уровней объёмных активностей радионуклидов в воде, при которых обеспечивается радиационная безопасность большинства природных организмов и популяций.

#### 4. Выводы

Дозовая оценка выполнена для референтных видов водной биоты водоема-охладителя ЧАЭС, оз. Урускуль (ВУРС), рек Теча и Енисей. Уровни облучения водной биоты в ранний период после радиационных аварий были достаточно высоки, чтобы вызвать радиобиологические эффекты на воспроизводительную систему рыб (водоем-охладитель ЧАЭС) и сокращение продолжительности жизни рыб (оз. Урускуль). Наиболее чувствительной компонентой пресноводной экосистемы была бентосная трофическая цепочка. Современные уровни облучения биоты во всех рассмотренных водных объектах ниже безопасного уровня в 1 мГр/сут. Зависимости «мощность дозы — эффекты» для хронического облучения биоты могут быть использованы для оценок допустимых удельных активностей радионуклидов в воде, донных отложениях и биоте, при которых обеспечивается радиационная безопасность наиболее чувствительных организмов и популяций.

#### Список литературы

1. Белова Н. В., Веригин Б. В., Емельянова Н. Г., Макеева А. П., Рябов И. Н. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеварийный период. 1. Состояние воспроизводительной системы рыб, перенесших аварию. Вопросы ихтиологии, 1993. Т. 33, № 6, с. 814–827.

2. Вакуловский С. М., Крышев А. И., Тертышник Э. Г., Чумичёв В. Б., Шишлов А. Е., Савицкий Ю. В., Кудинов К. Г. Накопление  $^{32}\text{P}$  в рыбе Енисея и реконструкция дозы облучения населения. Атомная энергия, 2004. Вып. 97, № 1, с. 61–67.

3. Воронина Э. А., Пешков С. П., Шеханова И. А. Биологические показатели хронически облучаемых популяций серебряного карася. Радиозэкология животных (Труды 1-й Всесоюзной Конференции). М.: Наука, 1977, с. 71–73.

4. Крышев И. И., Романов Г. Н., Исаева Л. Н., Крышев А. И., Холина Ю. Б. Радиозэкологическое состояние озёр Восточно-Уральско-



го радиоактивного следа. Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. (Ред. А. В. Трапезников, С. М. Вовк), 2001. Вып. 4, с. 107–122. Заречный, Техноцентр.

5. Крышев И. И., Рязанцев Е. П., 2010. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. 2-е издание. ИздАТ, Москва, 496 с.

6. Макеева А. П., Емельянова Н. Г., Белова Н. В., Рябов И. Н. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период. 2. Развитие воспроизводительной системы у потомства первого поколения. Вопросы ихтиологии, 1994. Т. 34, № 5, с. 681–696.

7. BIOMOV5 II: Model testing using Chernobyl data, 1996. Assessment of the Consequences of the Radioactive Contamination of Aquatic Media and Biota. Technical Report N10. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.

8. Brown, J.E., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N.A., Coppelstone, D., Pröhl, G., Ulanovsky, A., 2008. The ERICA Tool. Journal of Environmental Radioactivity, 99(9), 1371–1383.

9. DOE: US Department of Energy, 2002. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE Technical Standard, DOE-STD-115.

10. EPIC — Environmental Contamination from Ionising Contaminants in the Arctic, 2003. Final Report. Project ICA2-CT-2000–10032. Norwegian Radiation Protection Authority.

11. FASSET: EC Project on Radiation Effects on Plants and Animals (FIGE-CT-2000–00102), 2003. Deliverable 4, edited by D. Woodhead and I. Zinger.

12. Garnier-Laplace, J., Gilbin, R. (Eds), 2006. Derivation of predicted-no-effect-dose-rates values for ecosystems (and their sub-organizational levels) exposed to radioactive substances. Deliverable 5 of the EC ERICA Project (FI6R-CT-2004–508847).

13. ICRP: International Commission on Radiological Protection, 2009. Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP.

14. ICRP: International Commission on Radiological Protection, 2014. Publication 124. Protection of the Environment under Different Exposure Situations. Annals of the ICRP.

15. Kryshev A. I. Model reconstruction of  $^{90}\text{Sr}$  concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. Journal of Environmental Radioactivity, 2003. Vol. 64 (1), p. 67–84.



16. Kryshev, A. I. Modelling of accidental radioactive contamination and assessment of doses to biota of the Chernobyl NPPs cooling pond, 1998. In: Proceedings of the topical meeting of International Union of Radioecologists, Mol (Belgium), 1–5 June 1998. Balen, BVG, p. 32–38.
17. Kryshev, A.I., 2004. Evaluation of the biological transfer of  $^{32}\text{P}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{65}\text{Zn}$  by fish in the Yenisei River. *The Science of the Total Environment*, 322 (1–3), 191–207.
18. Kryshev, A.I., 2006.  $^{90}\text{Sr}$  in fish: a review of data and possible model approach. *The Science of the Total Environment*, 370(1), 182–189.
19. Kryshev, A.I., Ryabov, I.N., 2000. A dynamic model of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation by fish of different age classes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 50(3), 221–233.
20. Kryshev, A.I., Sazykina, T.G., Sanina, K.D., 2008. Modelling of effects due to chronic exposure of a fish population to ionizing radiation. *Radiation and Environmental Biophysics*, 47(1), 121–129.
21. Kryshev, I.I. (Ed.), 1997. Environmental risk analysis for the Ural radioactive pattern. Russian Nuclear Society, Moscow.
22. Kryshev, I.I., Romanov, G.N., Chumichev, V.B., Sazykina, T.G., Isaeva, L.N., Ivanitskaya, M.V., 1998. Radioecological consequences of radioactive discharges into the Techa River on the Southern Urals. *Journal of Environmental Radioactivity*, 38(2), 195–209.
23. Kryshev, I.I., Sazykina, T.G., 1994. Accumulation Factors and Biogeochemical Aspects of Migration of Radionuclides in Aquatic Ecosystems in the Areas Impacted by the Chernobyl Accident. *Radiochimica Acta*, 66/67, 381–384.
24. Kryshev, I.I., Sazykina, T.G., Kryshev, A.I., 2003. The Chernobyl accident and aquatic biota. In: *Modelling Radioactivity in the Environment* (Ed. by M. Scott). Oxford, Elsevier Science Ltd., p. 391–416.
25. Nikipelov, B.V., Mikerin, Y.I., Romanov, G.N., Spirin, D.A., Kholina, Y.B., Buldakov, L.A., 1990. The radiation accident in Southern Ural in 1957 and liquidation of its consequences. Proceedings of International Symposium, Vienna, 6–10 November 1989. IAEA-SM-316/55. Vienna, IAEA, p. 373–403.
26. Sazykina, T.G., Kryshev, A.I., 2003. EPIC database on the effects of chronic radiation in fish: Russian/FSU data. *Journal of Environmental Radioactivity*, 68(1), 65–87.
27. Sazykina, T.G., Kryshev, A.I., Sanina, K.D., 2009. Non-parametric estimation of thresholds for radiation effects in vertebrate species under chronic low-LET exposures. *Radiation and Environmental Biophysics* 48(4), 391–404.



28. Ulanovsky, A., Pröhl, G., 2008. Tables of dose conversion coefficients for estimating internal and external radiation exposures to terrestrial and aquatic biota. *Radiation and Environmental Biophysics*, 47(2), 195–203.

29. UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1996. *Effects of Radiation on the Environment. Report to the General Assembly. Annex to Sources and Effects of Ionizing Radiation*. New York.



## ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РИСКИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ

Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Крышев А. И.  
ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск

Авария на Чернобыльской АЭС (26 апреля 1986 г.) по величине выброшенной активности, уровням и масштабам радиоактивного загрязнения окружающей среды являются наиболее тяжелой в истории ядерной энергетики. В настоящей статье на основе методологии анализа риска рассматриваются экологические аспекты Чернобыльской аварии, связанные с радиоактивным загрязнением окружающей среды и радиационным воздействием на объекты живой природы.

### Методология анализа риска

Особенностью методологии анализа риска является переход от множества параметров радиационной обстановки к единому интегральному показателю качества окружающей среды — уровню риска [1]. Это позволяет сравнивать на единой методической основе различные радиационно-опасные события, производить ранжирование загрязненных территорий, оптимизировать мониторинг радиационной обстановки.

В основе анализа риска лежит представление о триаде опасности: источник — среда — объекты воздействия [2]. Опасность возникает при наличии некоторого источника воздействия, а также объектов, воспринимающих это воздействие. Воздействие источника на объекты осуществляется, как правило, через некоторую среду переноса и трансформации опасности. В качестве количественной меры опасности принимается риск. Одни из первых критериев оценки регионального экологического риска были разработаны в 1990–1991 гг. методологической группой Главгосэкспертизы Госкомприроды СССР под руководством Е. Е. Ковалева [3]. В качестве критерия для обеспечения безопасности в регионах размещения АЭС, предприятий ЯТЦ и других производств предложено использовать предельную величину снижения видового разнообразия биоты на участках наибольшего радиационного воздействия. При этом в зоне наблюдений вымирание природных популяций видов не должно превышать естественной дисперсии. При радиационных воздействиях вследствие аварий повреждение биоты не должно превышать 1% численности радиационно чувствительных видов.



Применительно к Чернобыльской аварии анализ экологического риска включает: оценку активности аварийного выброса радионуклидов и уровней загрязнения окружающей среды, определение мощности дозы облучения референтных объектов живой природы, оценку величины риска и его интерпретацию. В качестве входных данных при оценке риска используются обобщенные данные радиоэкологического обследования и мониторинга, недостающие параметры оцениваются с помощью моделей, не допускающих занижение оценки риска.

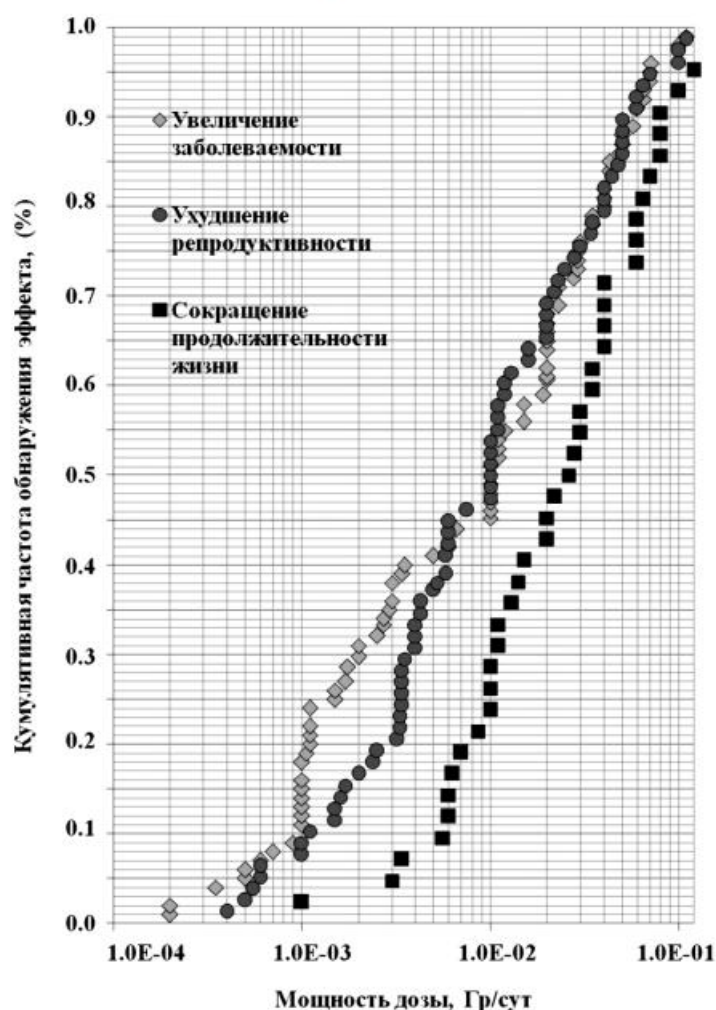
Следует отметить отличие концепции радиационного риска для человеческой популяции и экологического риска для биоты. Концепция риска для человека основана на гипотетическом постулате стохастического беспорогового действия ионизирующей радиации. Под радиационным риском понимается вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения [4]. Для обеспечения радиационной безопасности человека используются очень жесткие нормативы, поскольку полагается, что любая доза облучения потенциально способна оказать повреждающий эффект. При таком консервативном допущении, ставится задача обеспечения безопасности для каждого индивидуума человеческой популяции во всех условиях потенциального воздействия на него ионизирующего излучения искусственного или природного происхождения. Представляется неоправданным распространять столь жесткий подход на обеспечение радиационной безопасности биоты.

Концепция экологического риска основана на эмпирическом принципе порогового действия ионизирующей радиации, подтвержденного многочисленными экспериментальными данными [5–9]. При этом рассматриваются детерминированные, а не стохастические эффекты, релевантными предложено считать следующие типы эффектов для организмов биоты: увеличение заболеваемости, ухудшение репродуктивности, снижение продолжительности жизни.

Один из первых критериев в регламентации радиационного воздействия на биоту был предложен в работе [5], где полагалось, что мощность дозы хронического облучения, при которой обеспечивается радиационная безопасность водной биоты, не превышает 10 мГр/сут. В дальнейшем в качестве безопасного (порогового) уровня радиационного воздействия на биоту предлагалось использовать значения мощности дозы в диапазоне 1–10 мГр/сут [6–10]. В работе [8] на основе анализа экспериментальных данных



методами непараметрической статистики и методом бутстрап («bootstrap») были определены пороговые уровни обнаружения детерминированных радиационных эффектов у позвоночных видов при хроническом низкоионизирующем облучении. Пороговая величина TDR5 (5% пороговая мощность дозы — 5% threshold dose rate) для каждой группы радиационных эффектов была оценена как мощность дозы хронического облучения, ниже которой у позвоночных наблюдались статистически значимые радиационные эффекты только в 5% из известных радиобиологических данных, а в 95% случаев эффекты наблюдались при мощностях дозы выше пороговой величины. Рис. 1 показывает кумулятивную частоту обнаружения радиационных эффектов у позвоночных организмов при различных мощностях дозы хронического облучения по данным радиобиологических экспериментов.



*Рисунок 1. Частота обнаружения радиационных эффектов при хроническом облучении позвоночных организмов в зависимости от мощности дозы по опубликованным данным*



В отличие от радиационного риска для человека экологический риск для биоты представляет собой не стохастическую величину, а безразмерный коэффициент опасности, нормируемый на значение экологически безопасного порогового уровня облучения референтных организмов.

В соответствии с рекомендациями МКРЗ [7] оценка экологического риска производилась по формуле:

$$R_j = \frac{D_j}{RD},$$

где  $D_j$  — мощность дозы облучения  $j$ -го референтного объекта биоты, Гр/сут;  $RD$  — контрольный уровень экологически безопасного облучения организмов биоты, равный 0,001 Гр/сут для млекопитающих, позвоночных животных и сосны, и 0,01 Гр/сут для организмов растительного мира (кроме сосны) и беспозвоночных животных [7, 10].

Суммарная мощность дозы облучения  $j$ -го референтного объекта биоты  $D_j$  определялась по методам, изложенным в [7, 10], путем суммирования мощностей дозы облучения этого объекта от всех рассматриваемых радионуклидов  $i$ :

$$D_j = \sum_i (D_{i,j}^{\text{внутр}} + D_{i,j}^{\text{внеш}}),$$

где  $D_{i,j}^{\text{внутр}}$  — мощность дозы внутреннего облучения  $j$ -го объекта биоты от радионуклида  $i$ , инкорпорированного в ткани организма,  $10^{-6}$  Гр/сут;

$D_{i,j}^{\text{внеш}}$  — суммарная мощность дозы внешнего облучения  $j$ -го объекта биоты от радионуклида  $i$ , содержащегося в объектах окружающей среды,  $10^{-6}$  Гр/сут.

Мощность дозы внутреннего облучения рассчитывалась по формуле:

$$D_{i,j}^{\text{внутр}} = DCF_{i,j}^{\text{внутр}} \cdot C_{i,j},$$

где  $DCF_{i,j}^{\text{внутр}}$  — фактор дозовой конверсии для внутреннего облучения  $j$ -го объекта биоты от  $i$ -го радионуклида, ( $10^{-6}$  Гр/сут)/(Бк/кг сырого веса);  $C_{i,j}$  — удельная активность  $i$ -го радионуклида в организме  $j$ -го объекта биоты, Бк/кг сырого веса.

Значение  $C_{i,j}$  определялось из данных наблюдений за содержанием радионуклидов в объектах биоты или по формуле:



$$C_{i,j} = CF_{i,j,k} \cdot A_{i,k},$$

где  $CF_{i,j,k}$  — фактор накопления радионуклида  $i$  в организме  $j$ -го объекта биоты из объекта окружающей среды  $k$  (почва, вода);

$A_{i,k}$  — удельная активность  $i$ -го радионуклида в объекте окружающей среды  $k$ , Бк/кг.

Суммарная мощность дозы внешнего облучения  $j$ -го объекта биоты от  $i$ -го радионуклида, содержащегося внутри абиотических объектов окружающей среды  $k$  (почва, вода, донные отложения и др.), рассчитывалась по формуле:

$$D_{i,j}^{\text{внеш}} = \sum_k DCF_{i,j,k}^{\text{внеш}} \cdot A_{i,k} \cdot \alpha_{j,k},$$

где  $DCF_{i,j,k}^{\text{внеш}}$  — фактор дозовой конверсии для внешнего облучения  $j$ -го объекта биоты от  $i$ -го радионуклида, содержащегося в абиотическом объекте окружающей среды  $k$  ( $10^{-6}$  Гр/сут)/(Бк/кг) или ( $10^{-6}$  Гр/сут)/(Бк/м<sup>2</sup>);  $A_{i,k}$  — удельная активность  $i$ -го радионуклида в объекте окружающей среды  $k$ , Бк/кг или Бк/м<sup>2</sup>;  $\alpha_{j,k}$  — доля времени, которую  $j$ -й организм проводит в контакте с рассматриваемым объектом окружающей среды  $k$ .

### Радиоактивное загрязнение окружающей среды

Воздействие Чернобыльской аварии на радиоактивность окружающей среды было обнаружено радиометрической службой Госгидромета утром 26 апреля 1986 г. через несколько часов после аварии при проведении штатных наблюдений за мощностью экспозиционной дозы гамма-излучения с поверхности почвы на площадке метеостанции в г. Чернобыле. Сразу после аварии наибольшую радиологическую опасность представляли радиоизотопы йода. Присутствие радиоактивных изотопов йода в атмосфере явилось также надежным индикатором распространения аварийного выброса. В планшетных пробах, снятых 26 апреля в 8 часов утра, на большой территории был обнаружен <sup>131</sup>I [11]. Основной перенос радиоактивных масс происходил на запад и северо-запад. В дальнейшем, изменяющиеся метеорологические условия и смена направлений ветра на различных высотах, продолжение выбросов в течение 10 дней привели к весьма сложной неоднородной картине радиоактивного загрязнения [11–13]. Наибольшее загрязнение местности наблюдалось на севере Украины, востоке Белоруссии и примыкающих районах центральной европейской части России. Чернобыльский ради-



оактивный след был также обнаружен на северо-западе России, в скандинавских странах и ряде стран Европы. Максимальные уровни радиоактивных выпадений имели место для 30-километровой Чернобыльской зоны отчуждения.

В таблице 1 представлены значения объемной активности радионуклидов в атмосферном воздухе в ранний период после радиационной аварии на Чернобыльской АЭС [14]. Из представленных данных следует, что уровни загрязнения атмосферного воздуха чернобыльскими радионуклидами на дальнем радиационном следе около 1000 км от ЧАЭС были в 40–1000 раз ниже по сравнению с пунктами наблюдений на расстоянии 150–300 км от аварийной АЭС.

В первый период после Чернобыльской аварии почва наиболее сильно была загрязнена сравнительно короткоживущими нуклидами:  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{239}\text{Np}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ . В ближней к месту аварии зоне почвы были обогащены  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ , в дальней —  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$  [11]. Максимум содержания радиоактивных изотопов йода в почве наблюдался в период 28 апреля — 9 мая в зависимости от траекторий переноса аварийного выброса и местных метеоусловий. 28–29 апреля 1986 г. в Гомеле выпало  $^{131}\text{I}$  — 2400 кБк/м<sup>2</sup>, примерно такая же величина выпадений этого радионуклида наблюдалась в Чернобыле 1–2 мая 1986 г. [11, 14].

После распада  $^{131}\text{I}$  и других короткоживущих нуклидов, с середины 1986 г. на большей части аварийного следа за пределами зоны отчуждения, определяющими в радиоактивном загрязнении местности являлись  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ . Районы с относительно высокими уровнями загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  образовались в основном благодаря атмосферным осадкам, выпавшим в период прохождения радиоактивного облака. Наибольшие уровни радиоактивных выпадений характерны для 30-километровой зоны, а также некоторых районов, расположенных в западном и северо-западном направлении от чернобыльского реактора. Максимальные плотности загрязнения почвы в чернобыльской зоне отчуждения составляют 4000–7500 кБк/м<sup>2</sup> для  $^{137}\text{Cs}$ , 400–750 кБк/м<sup>2</sup> для  $^{90}\text{Sr}$  и 20–40 кБк/м<sup>2</sup> для изотопов  $\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  [13]. За пределами наиболее загрязненных территорий находится довольно много небольших районов загрязнения с плотностью выпадений 37–185 кБк/м<sup>2</sup>. Всего около 1,6% европейской территории России было загрязнено  $^{137}\text{Cs}$  с плотностью более 37 кБк/м<sup>2</sup>. Имеет место «пятнистая» структура загрязнения не только отдельных территорий, но и локальных участков, на которых плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  могут отличаться в десятки раз [14, 15].



Таблица 1

**Объемные активности радионуклидов в приземной атмосфере после радиационной аварий на Чернобыльской АЭС, Бк/м<sup>3</sup>**

Радионуклид	Минск, 325 км от ЧАЭС, 28–29.04.1986	Барышевка, Киевская обл., 150 км от ЧАЭС, 30.04–1.05	Обнинск, Калужская обл., 750 км от ЧАЭС, 30.04–1.05	Сосновый Бор, Ленинградская обл., 950 км от ЧАЭС, 28–29.04	Финляндия, Ловииса, 30.04
<sup>131</sup> I	320	300	6,7	2,7	7,3
<sup>137</sup> Cs	93	78	3,3	0,65	1,3
<sup>134</sup> Cs	48	52	1,5	0,38	0,76
<sup>132</sup> Te	74	3300	3,7	0,26	3,2
<sup>140</sup> Ba	27	230	0,4	0,13	0,67
<sup>95</sup> Zr	3	24	0,7		
<sup>99</sup> Mo				0,04	
<sup>103</sup> Ru	16	24	0,4	0,05	0,28
<sup>106</sup> Ru				0,004	
<sup>141</sup> Ce		26	0,7	0,04	0,1
<sup>144</sup> Ce		26	0,7	0,04	0,06
<sup>239</sup> Np				0,67	

В результате Чернобыльской аварии радиоактивному загрязнению подверглись значительные массивы лесов, имеющие важное экологическое и экономическое значение для населения России. Спустя 30 лет после аварии общая площадь земель лесного фонда, загрязненных <sup>137</sup>Cs выше 37 кБк/м<sup>2</sup> составляет 7054 км<sup>2</sup> [16]. Особенностью радиоактивного загрязнения лесных экосистем являются весьма медленные скорости снижения содержания радиоцезия в ряде компонент лесной биоты [13–17]. У древесных пород наибольшая удельная активность радиоцезия отмечается в вегетативных органах (листья, хвоя и побеги), а наименьшая в стволовой древесине. Коэффициенты перехода (КП) <sup>137</sup>Cs в плодовые тела грибов сильно варьируют в зависимости от типа почвы и вида грибов в диапазоне (10–1700) Бк/кг/(кБк/м<sup>2</sup>). Выделяют почвы гидроморфных и автоморфных ландшафтов, характеризующиеся значительными различиями в биодоступности радиоцезия для корневых систем. Наибольшие значения КП характерны для гидроморфных (торфяных) почв, более низкие — для дерново-подзолистых лесных почв. Коэффициенты пе-



рехода радиоцезия в лесные ягоды несколько ниже по сравнению с грибами. Коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  в мышцы диких животных варьируют в пределах 1–30 Бк/кг/(кБк/м<sup>2</sup>).

Для экосистем, вынос радионуклидов из которых существенно ниже их суммарного содержания в экосистеме, предложена концепция «радионуклидного экологического кольца» [18]. Для лесных экосистем вынос  $^{137}\text{Cs}$  не превышает 1% в год [17], т.е. они вполне вписываются в данную концепцию.

Максимальные уровни радиоактивного загрязнения водоемов наблюдались в первый месяц после Чернобыльской аварии. Радиоактивность поверхностных вод в этот период характеризовалась широким радионуклидным составом [12, 14, 19]. При этом активность короткоживущих нуклидов превосходила активность долгоживущих изотопов цезия и стронция. Наблюдалось обогащение взвеси радионуклидами Ba, Ce, Ru, Zr по сравнению с водной фракцией. По мере распада короткоживущих нуклидов и их депонирования частицами взвеси в донные отложения активность воды заметно уменьшилась, наибольшую значимость стали приобретать радиоизотопы цезия ( $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ ), а в отдельных водоемах также и  $^{90}\text{Sr}$ .

По данным радиоэкологических обследований после Чернобыльской аварии наблюдались повышенные уровни загрязнения радиоцезием ряда озер, в том числе на значительном удалении от ЧАЭС (табл. 2) [17, 20–25].

Таблица 2

**Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах озерных экосистем после Чернобыльской аварии**

Озера	Год наблюдений	Вода Бк/л	Рыба кБк/кг
Глубокое (ближняя зона ЧАЭС)	1994 1999–2006	15–30	10–120 3–19
Кожановское (Брянская обл.)	1992–1993 1998–1999 2009–2015	9–15 5 1,6–3,3	7–66 2–12 2–4
Святое (Беларусь)	1997	4,7	104
Озера Швеции	1986–1987 1990–1994	0,3–0,8 0,02–0,1	7,4–130 0,1–48
Озера Финляндии	1986–1987	0,1–1,2	1,3–33



Наиболее высокие уровни загрязнения отмечены для озера Глубокое, расположенного в 10 км к северу от ЧАЭС. По данным 1994 г. концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах различных видов рыб в озере Глубокое составляла 10–120 кБк/кг (табл. 2) и на порядок превышала уровень загрязнения рыб из реки Припять. По данным наблюдений в 1999–2006 гг. удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  регистрировалась в диапазоне 2,5–19 кБк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  — 0,7–29 кБк/кг. Удельная активность трансурановых элементов в рыбе из этого озера составляла:  $^{238}\text{Pu}$  — 0,4–0,5 Бк/кг,  $^{239,240}\text{Pu}$  — 0,7–0,9 Бк/кг,  $^{241}\text{Am}$  — 2,2–10 Бк/кг [21]. Высокие уровни загрязнения воды и гидробионтов наблюдались также для озер Кожановское и Святое, расположенных на территории Брянской области, а также озера Святое (Беларусь) [17, 20, 22]. Характерной особенностью этих озер является относительно слабая фиксирующая способность донных отложений относительно  $^{137}\text{Cs}$ . В результате этого концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в озерной воде и рыбе представляют собой величины того же порядка, что и в озерах ближней зоны ЧАЭС. Прогнозируются относительно высокие уровни загрязнения рыбы в этих озерах вплоть до 2056 г. [17].

Авария на Чернобыльской АЭС привела к радиоактивному загрязнению ряда озер Скандинавии и Западной Европы, расположенных на существенном удалении от источника аварийного выброса (табл. 2). Согласно результатам исследований, выполненных на 41 озере в Швеции в 1986–1987 гг., содержание  $^{137}\text{Cs}$  в окуне в среднем составляло 7,4 кБк/кг, т.е. было выше предельной концентрации принятой в этой стране (1,5 кБк/кг). Максимальные значения  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе достигали 130 кБк/кг [23]. Высокие уровни загрязнения окуня  $^{137}\text{Cs}$  в некоторых озерах Швеции (до 48 кБк/кг) наблюдались и в 1990–1994 гг. [24]. По результатам обследования озер Финляндии в 1986–1987 гг. уровни  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе составляли в среднем 1,3 кБк/кг, достигая 33 кБк/кг [25]. Причиной высоких уровней загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  рыбы этих озер является их олиготрофность, т.е. низкая концентрация в озерной воде калия, вследствие чего происходит повышенное накопление рыбой радиоцезия, являющегося химическим аналогом этого биогенного элемента.

### **Динамические эффекты Чернобыльской аварии**

Проиллюстрируем динамические эффекты Чернобыльской аварии на примере особенностей загрязнения радионуклидами гидробионтов. Процессы накопления радионуклидов в водных организмах определяются рядом факторов: механизмом поступления



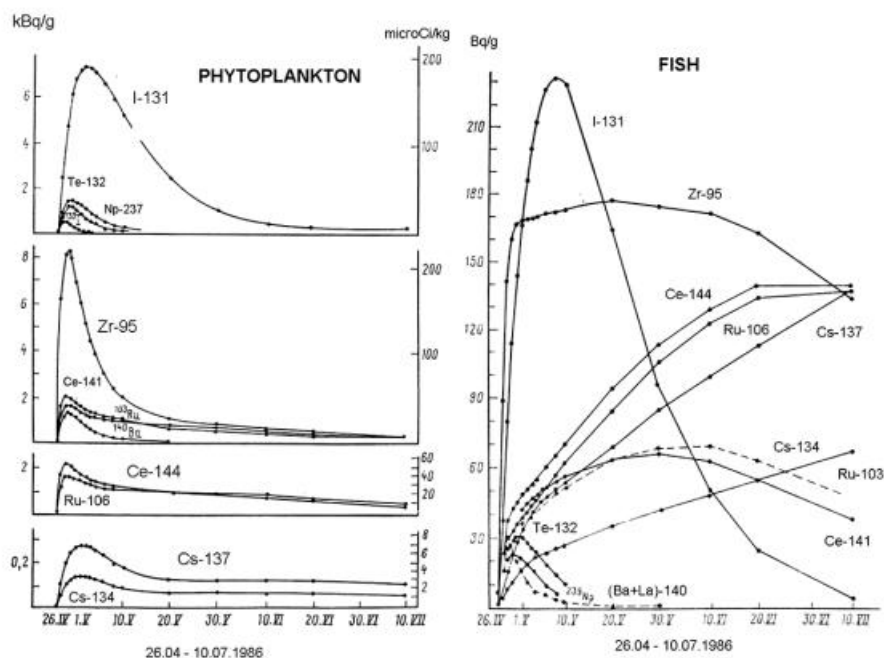
радионуклидов (сорбция или биоассимиляция с пищей или водой), физиологическими особенностями накопления и выведения радионуклида и его стабильного аналога, избирательным накоплением нуклидов различными органами и тканями. Полезным инструментом анализа и прогноза процессов миграции и накопления радионуклидов в экосистемах являются динамические радиоэкологические модели. Так называемые «равновесные» коэффициенты накопления радионуклидов практически никогда не реализуются в поставарийной ситуации. Так, в течение всего периода йодного загрязнения имело место возрастание со временем фактора накопления  $^{131}\text{I}$  в мышцах рыбы реки Днепр от значения  $K_{\text{н}}=2$  в конце апреля до  $K_{\text{н}}=40$  в июне 1986 года [26]. Величина фактора накопления зависела от двух противоположно действующих процессов: биоассимиляции радиоактивного йода в мышцах рыб и снижения его активности в результате радиоактивного распада. При этом уровень радиоактивного загрязнения мышц рыб снижался более медленно по сравнению с водой, поскольку биоассимиляция радионуклида происходит с некоторой задержкой во времени.

Для описания радиоэкологических процессов в водоемах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, использовалась динамическая модель ЭКОМОД, включающая основные компоненты водной экосистемы (фитопланктон, макрофиты, зоопланктон, рыбы, бентос, детрит), а также абиотические параметры (температура воды, освещенность, содержание в воде лимитирующего биогенного элемента) [27–29]. Идентификация параметров модели производилась на ЭВМ на основе метода чувствительности. Процессы миграции и накопления радионуклидов описывались в комплексе с уравнениями динамики биомассы компонент экосистемы. Модель позволяет описывать динамические (неравновесные) процессы миграции и накопления радионуклидов с учетом экологических факторов, которые входят в уравнения модели в явном виде. При этом возможно описание совместного (синергического) действия на организмы как радиационного, так и нерадиационных факторов (в частности тепловой и биогенной нагрузок, химического загрязнения и др.). При реализации модели на ЭВМ был разработан комплекс программ расчета мощности дозы внутреннего и внешнего облучения организмов.

Почти сразу после аварии модель ЭКОМОД была применена для анализа радиоэкологических процессов в водоеме-охладителе ЧАЭС. При выполнении расчетов учитывались следующие радионуклиды: короткоживущие радионуклиды с периодами



полураспада в несколько суток и меньше ( $^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{135}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{239}\text{Np}$ ,  $^{99}\text{Mo}$  и др.); радионуклиды с периодом полураспада от недели до двух месяцев ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ); долгоживущие радионуклиды с периодами полураспада около года и выше ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ). Моделирование распределения радионуклидов между компонентами экосистемы водоема-охладителя показывает неравновесный характер этого процесса (рис. 2). Основной вклад в радиоактивность воды в первые дни после аварии вносили короткоживущие радионуклиды:  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{239}\text{Np}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{99}\text{Mo}$  и др. В июне 1986 г. в результате процессов радиоактивного распада и осаждения радионуклидов на дно радиоактивность воды уменьшилась в сотни раз. Для фитопланктона и макрофитов отмечается быстрое достижение максимальных значений концентраций радионуклидов и последующее снижение уровня загрязнения в результате радиоактивного распада и выведения радионуклидов. Для рыб имеет место временная задержка в накоплении радионуклидов.



*Рисунок 2. Динамика накопления радионуклидов в фитопланктоне и рыбе, ранний период аварии на Чернобыльской АЭС, расчеты по модели ЭКОМОД*

Распределение радионуклидов в донных отложениях характеризовалось значительной пространственной неоднородностью. Особенно высоки были концентрации радионуклидов в илах. В 1986 г.



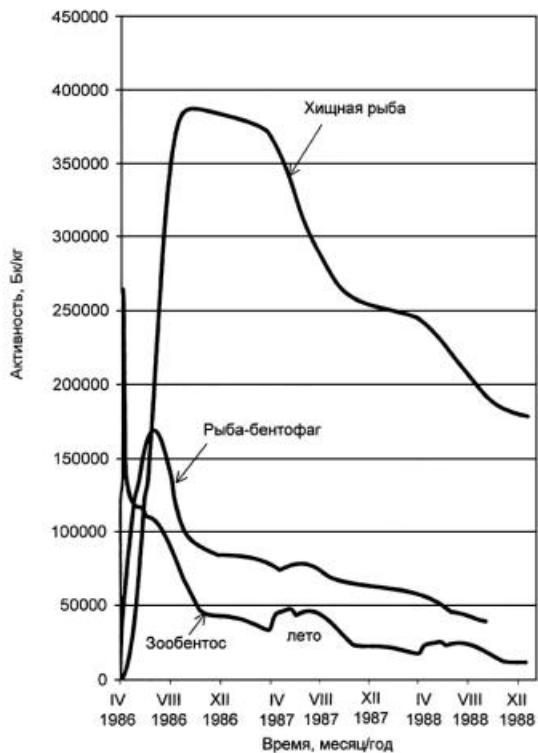
радиоактивность донных отложений в основном определялась такими радионуклидами, как  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ . Максимальные суммарные уровни активности, наблюдавшиеся в илах водоема-охладителя ЧАЭС, составляли 8–11 МБк/кг [14].

После Чернобыльской аварии в различных водоемах наблюдался эффект трофических уровней, характеризующийся повышенными концентрациями радиоизотопов цезия в мышцах «хищных» видов рыб по сравнению с «мирными» видами. При этом максимальные уровни радиоцезия в хищных рыбах достигались в 1987–1988 гг., т.е. спустя годы после аварийного загрязнения. В водоеме-охладителе ЧАЭС загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  хищных видов рыб в 3–10 раз превышало загрязнение мирных видов [14]. Наличие эффекта трофических уровней в накоплении радионуклида свидетельствует о его преимущественном поступлении в организм гидробионтов с пищей, а не непосредственно из воды. Временная задержка в загрязнении консументов высших порядков, связанная с эффектом трофических уровней, не может быть объяснена с помощью статических коэффициентов накопления, тогда как динамическая модель, учитывающая пищевые взаимодействия, позволяет описать это радиозоологическое явление (рис. 3) [30].

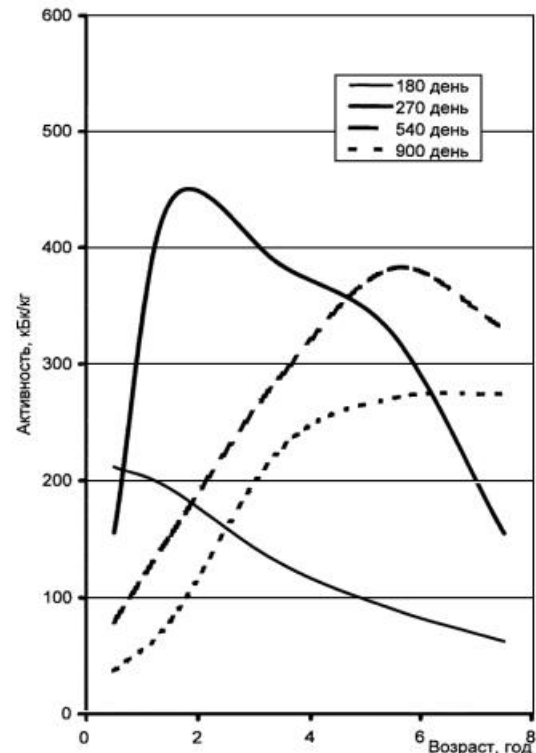
Еще одним динамическим эффектом аварии является размерный эффект накопления  $^{137}\text{Cs}$  рыбой в загрязненных водоемах (рис. 4). Согласно данным наблюдений [31–32], в начальный период аварийного загрязнения накопление радионуклида опережает его выведение, при этом накопление рыбой младших возрастов идет более интенсивно из-за более высоких значений удельного прироста и скорости метаболизма. В результате происходит последовательное во времени достижение максимального уровня загрязнения рыбами разных возрастов. Процессы накопления и выведения радионуклидов являются конкурирующими, постепенно по мере снижения концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде и пище рыбы, доминирующим становится процесс выведения радиоцезия из организма рыбы. В первый год после аварийного загрязнения обнаруживался в основном отрицательный размерный эффект — удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах старших возрастных групп были ниже, чем у молоди [30–32]. В течение второго года после аварии наблюдалось промежуточное явление — распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе по возрастам (размерам) имело максимум. Начиная с 1988 г. отмечался положительный размерный эффект — чем крупнее (старше) рыба, тем выше был уровень ее загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  по сравнению с рыбами меньшего размера того же вида, оби-



тавшими в том же водоеме. Значимость размерного эффекта снижалась с течением времени, имея более выраженный характер для хищных видов по сравнению с мирными видами [32].



*Рисунок 3. Миграция  $^{137}\text{Cs}$  в бентосной трофической цепочке водоема-охладителя ЧАЭС, эффект трофических уровней (расчет по динамической модели)*



*Рисунок 4. Распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в судаках водоема-охладителя ЧАЭС в зависимости от возраста через разное время после аварии (смена знака размерного эффекта)*

### Оценки экологических рисков

Интегральная оценка радиоэкологической обстановки после аварии производилась на основе оценки мощности дозы облучения организмов биоты по методам и моделям [7, 10] и последующего расчета экологического риска.

В качестве исходных данных для оценки мощности дозы облучения организмов биоты использовались данные мониторинга радиационной обстановки, санитарно-гигиенических паспортов и радиоэкологических обследований [11–17, 19–22, 32–35]. Максимальные дозовые нагрузки на организмы биоты имели место в чернобыльской зоне отчуждения в конце апреля — мае 1986 г. (табл. 3).



Таблица 3

**Оценки мощности дозы для организмов биоты на территориях, загрязненных после Чернобыльской аварии**

Территория/объект биоты	Дата, годы	Мощность дозы, мГр/сут	RD, мГр/сут
<i>Чернобыльская зона отчуждения</i>			
Хвоя сосны	1986	30/1000*	1
	1987	1/10*	
	2011-2014	0,8**	
<i>Водоем-охладитель ЧАЭС</i>			
Рыба	1986	1,7/100	1
	1987	0,7/2	
	1988	0,4/1	
Водные растения	1986	5/100	10
	1987	1/3	
<i>Брянская обл.</i>			
Хвоя сосны	1986	0,7	1
	2008-2010	0,3	
Грибы	2002-2006	0,1/1,3	10
	2008-2010	0,06/1,4	
	2011-2014	0,08/1,4	
Дикие животные	2002-2006	0,03/0,4	1
	2008-2010	0,01/0,3	
	2011	0,02/0,2	
<i>Озеро Кожановское</i>			
Рыба	1986	0,5/0,8	1
	1992-1993	0,06/0,11	
	1998-1999	0,03/0,06	
	2004	0,02/0,07	
	2009	0,008/0,02	
Водные растения	1986	1,8/4,1	10
	1992-1993	0,02/0,05	
	1998-1999	0,009/0,029	
	2004	0,008/0,028	
	2009	0,003/0,026	
<i>Калининская обл.</i>			
Хвоя сосны	1986	0,001	1
Мох	1986	0,006	10
<i>Новгородская обл.</i>			
Хвоя сосны	1986	0,007	1
Мох	1986	0,03	10
<i>Псковская обл.</i>			
Хвоя сосны	1986	0,001	1
Мох	1986	0,04	10

*Примечание.* \* — «рыжий лес и примыкающие участки»; \*\* — 10 км от ЧАЭС. В числителе указаны средние значения, в знаменателе максимальные величины дозовых нагрузок.



На участке, расположенном в 2 км к западу от ЧАЭС, погибли сосны. Дозы внешнего облучения деревьев на этом участке, получившего название «рыжий лес», составила не менее 100 Гр [14, 15]. За исключением зоны «рыжего леса» лесные экосистемы вблизи ЧАЭС сохранили свою жизнеспособность. Уже через год после аварии в поврежденных лесах начались активные восстановительные процессы. В первые годы после аварии в зоне отчуждения ЧАЭС наблюдались генетические и морфологические изменения у некоторых видов растений, обеднение видового состава почвенной фауны, нарушения в показателях крови и морфологические изменения внутренних органов мышевидных грызунов и других диких животных, повышение уровня асимметрии жилкования крыльев у стрекоз, увеличение числа рыб с аномалиями воспроизводительной системы для популяции белого толстолобика водоема-охладителя ЧАЭС при сохранении жизнеспособности популяции [14, 15, 17, 32, 36].

Эвакуация населения в радиусе 30 км от ЧАЭС привела к снятию фактора беспокойства для диких животных на территории зоны. Кроме того, прекращение обработки почвы, оставленный на корню сельскохозяйственный урожай, устранение домашних животных значительно улучшили кормовые условия для растительноядных млекопитающих и птиц. Все это способствовало росту численности диких животных в зоне (кабана, лисицы, волка и др.). Аисты вернулись на гнездовье в опустевшие населенные пункты. Для основной массы диких животных не отмечено угнетающего действия ионизирующей радиации на популяционном уровне [14, 15].

На территории Чернобыльского аварийного следа в России дозовые нагрузки на организмы биоты не превышали пороговых уровней экологического риска  $RD$  даже для наиболее загрязненных районов Брянской области в 1986 г. (табл. 3). Современные мощности дозы облучения хвои сосны на этих территориях составляют 0,3 мГр/сут, грибов 0,08–1,4 мГр/сут, диких животных 0,02–0,2 мГр/сут, озерной рыбы 0,008–0,02 мГр/сут, водных растений 0,003–0,026 мГр/сут. Следует отметить, что особенностью загрязнения лесов и непроточных водоемов являются весьма медленные скорости снижения радиоактивного цезия в ряде компонент лесной и водной биоты [13–17]. Это приводит к замедленным темпам снижения дозовых нагрузок на организмы биоты, все еще остающимися выше фоновых значений, однако ниже контрольных уровней экологического риска. Отметим также, что дополнительное облучение организмов биоты на большей части



чернобыльского аварийного следа было значительно ниже, чем в загрязненных районах Брянской области, и практически не выходило за пределы вариаций природного фона. Так, например, для сосны на участках чернобыльского следа в Калининской, Новгородской и Псковской областях уровни экологического риска в 1986 г. составляли 0,001–0,007, а для мха 0,0006–0,003, что в сотни-тысячи раз ниже контрольного уровня.

### **Заключение**

Можно выделить несколько характерных временных масштабов в формировании радиоэкологической обстановки на территории аварийного чернобыльского следа. В течение первого этапа (временной масштаб — месяц) происходил атмосферный перенос и осаждение радионуклидов на компоненты наземной и водной среды. Согласно данным наблюдений во многих районах аварийного следа максимальные уровни радиоактивных выпадений на четыре-пять порядков превышали фоновые уровни. Основной вклад в радиоактивное загрязнение вносили относительно короткоживущие радионуклиды, такие как  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{239}\text{Np}$  и др. Именно для этого периода характерны максимальные экологические риски в зоне отчуждения ЧАЭС. Отметим также, что в течение данного этапа происходило значительное снижение радиоактивности воздуха и воды, не только вследствие процессов радиоактивного распада короткоживущих радионуклидов, но и накопления радионуклидов в биоте, почве и донных отложениях. Обычно снижение радиоактивности в воздухе и воде интерпретируется как процесс самоочищения природных сред. Однако, при этом следует иметь в виду, что «очищение» атмосферы сопровождается, например, загрязнением лесных биоценозов, а «очищение» воды от радионуклидов влечет за собой загрязнение гидробионтов и донных отложений.

На втором этапе (характерный временной масштаб — годы) происходило перераспределение радионуклидов между компонентами экосистем. По мере распада короткоживущих радионуклидов основное значение в формировании экологического риска в зоне отчуждения ЧАЭС стали приобретать  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , а на отдельных участках трансурановые радионуклиды. На большей части аварийного следа основным источником радиоэкологического воздействия является  $^{137}\text{Cs}$ , содержание которого в компонентах экосистем существенно возросло по сравнению



с фоновым дочернобыльским уровнем. Для водных экосистем наблюдались такие динамические проявления аварийного загрязнения радиоцезием как эффект трофических уровней и размерно-возрастной эффект. В соответствии с эффектом трофических уровней максимальные уровни загрязнения радиоцезием хищной рыбы отмечались не в первый период, а через несколько лет после аварии и в дальнейшем превышали в 2–3 раза уровни загрязнения нехищных рыб. Показано, что в течение первых лет после аварии наиболее загрязненными радиоцезием последовательно оказывались рыбы разных возрастов вследствие процессов конкуренции накопления и выведения этого радионуклида. Сначала наиболее загрязненными были рыбы младших возрастов, затем максимум загрязнения смещался в сторону старших возрастов.

На третьем этапе (характерный масштаб — десятилетия) происходит постепенное снижение загрязнения объектов окружающей среды в основном в результате радиоактивного распада. Представлена концепция «радионуклидного экологического кольца» для характеристики процессов замедления выноса радионуклидов из лесных, озерных и почвенных экосистем. Согласно данным мониторинга по прошествии 30 лет после Чернобыльской аварии большая часть  $^{137}\text{Cs}$  находится в верхнем слое почвы толщиной 5–10 см, в результате по-прежнему происходит поступление этого радионуклида в объекты живой природы. По-прежнему остаются загрязненными существенно выше фоновых значений грибы, ягоды, дикие животные, озерная рыба для ряда территорий аварийного следа.

В целом площади территорий с повышенными уровнями радиоактивного загрязнения существенно больше участков, на которых проявились повреждающие эффекты радиационного воздействия Чернобыльской аварии на биоту. За исключением участка «рыжего леса» экосистемы в зоне отчуждения сохранили свою жизнеспособность и видовое разнообразие. На большей части аварийного чернобыльского следа, вне зоны отчуждения ЧАЭС, уровни радиационного экологического риска значительно ниже уровней, обеспечивающих сохранение благоприятной окружающей среды. Рекомендуется проведение долгосрочных радиоэкологических исследований и мониторинга в районах, подвергшихся наибольшему аварийному загрязнению, являющихся уникальными природными полигонами для развития системы радиационной защиты окружающей среды и методологии анализа экологического риска.



Предлагается организовать систему мероприятий (проведение целевых научных семинаров типа чтений Ключковского В. М., подготовка и публикация биографий типа «имя в чернобыльской науке», размещение информации на сайтах учреждений к соответствующим памятным датам, и т.п.) с целью сохранения памяти об ученых чернобыльцах.

### Список литературы

1. Методика оценки радиационных рисков на основе данных мониторинга радиационной обстановки. Росгидромет: Рекомендации Р.52.18.787–2013. Обнинск, ФГБУ «НПО «Тайфун», 2014. 108 с.

2. Ковалев Е. Е. Концепция приемлемого риска и проблема безопасности населения. Сборник материалов научного семинара «Экология АЭС». М.: ИАЭ им. И. В. Курчатова, 1991. С. 7–16.

3. Ковалев Е. Е., Крышев И. И., Масленникова А. А., Чалый-Прилуцкий В. А. Требования к критериям оценки регионального экологического риска для АЭС. Сборник материалов научного семинара «Экология АЭС». М.: ИАЭ им. И. В. Курчатова, 1991. С. 17–19.

4. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с.

5. NCRP — National Council on Radiation Protection and Measurements. Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms. NCRP Report N109, Bethesda, Maryland, USA. 1991. 115 p.

6. US DOE. United States Department of Energy. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE-STD-1153–2002. Washington DC: U.S.DOE, 2002. 234 p.

7. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. Publication 108. 251 p.

8. Sazykina T. G., Kryshev A. I., Sanina K. D. Non-parametric estimation of thresholds for radiation effects in vertebrate species under chronic low-LET exposures. Radiation and Environmental Biophysics. 2009. V. 48, N.4. P. 391–404.

9. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность биосферы: научные и нормативно-методические аспекты. XLII Радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В. М. Ключковскому (3 декабря 2013 г.). Обнинск, ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2014. С. 31–76.



10. Рекомендации Р 52.18.820–2015 Росгидромета Минприроды России. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Обнинск, ФГБУ «НПО «Тайфун», 2015. 64 с.
11. Радиоактивное загрязнение территории СССР в 1986 г. Ежегодник. Под ред. К. П. Махонько Обнинск: НПО «Тайфун», 1987. 134 с.
12. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Под ред. Ю. А. Израэля. Ленинград: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.
13. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси. Под ред. Ю. А. Израэля и И. М. Богдевича. Москва-Минск: Фонд «Ионосфера»-НИИ Природа, 2009. 140 с.
14. Крышев И. И., Алексахин Р. М., Рябов И. Н., Махонько К. П. и др. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. Под ред. И. И. Крышева. М.: Ядерное Общество СССР, 1991. 172 с.
15. Алексахин Р. М., Булдаков Л. А., Губанов В. А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. Под ред. Л. А. Ильина и В. А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.
16. Российский национальный доклад. 30 лет Чернобыльской аварии: Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. М.: 2016. 202 с.
17. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Вена: МАГАТЭ, 2008. 199 с.
18. Соколов В. Е., Рябов И. Н., Крышев И. И. Использование понятия «радионуклидное экологическое кольцо» в задачах ликвидации последствий аварии на объектах ядерной энергетики. Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции. М.: АН СССР, 1990. С. 101.
19. Kryshev, I. I. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 1995, Vol.27, No. 3, p. 207–219.
20. Вакуловский С. М., Колесникова Л. В., Тертышник Э. Г., Уваров А. Д. Динамика загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  озера Кожановское в постчернобыльский период. *Радиационная биология. Радиоэкология*, 2009, т. 49, № 2. С. 204–208.
21. Гудков Д. И., Каглян А. Я., Киреев С. И. и др. Основные дозобразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*, 2008, т. 48, № 1. С. 48–58.



22. Полякова Н. И., Пельгунова Л. А. Радиоэкологическое состояние ихтиофауны водоемов Брянской области. Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Научно-практическая конференция (19–21 апреля 2016 г. ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск). Тезисы докладов. С. 82.

23. Grimas U., Karas P., Neumann G. Observations of effects on individual and population levels of perch (*Perca fluviatilis* L.) with high concentration of fallout cesium. Proceedings of International Symposium on Ionising Radiation. Stockholm, 1996. Vol.1. P. 230–239.

24. Hakanson L., Anderson T. and Nilsson A. Caesium-137 in perch in Swedish lakes after Chernobyl — present situation, relationships and trends. Environmental Pollution. 1989. Vol.58. P. 195–212.

25. Radioactivity of surface water and freshwater fish in Finland in 1987//Supplement 3 to Annual Report STUK-A74. Helsinki: STUK, 1990.

26. Kryshev, I.I., Sazykina, T.G. Accumulation Factors and Biogeochemical Aspects of Migration of Radionuclides in Aquatic Ecosystems in the Areas Impacted by the Chernobyl Accident. Radiochimica Acta, 1994, 66/67, p. 381–384.

27. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Имитационные модели динамики экосистем в условиях антропогенного воздействия ТЭС и АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1990. 184 с.

28. Sazykina, T.G. ECOMOD — An ecological approach to radioecological modelling. Journal of Environmental Radioactivity, 2000, Vol. 50 (3), pp. 207–220.

29. Kryshev I. I., Sazykina T. G., Kryshev A. I. The Chernobyl accident and aquatic biota. Modelling Radioactivity in the Environment. A companion series to the Journal of Environment Radioactivity. Radioactivity in the Environment. Volume 4. Edited by E. M. Scott. ELSEVIER SCIENCE Ltd, 2003. P. 391–416.

30. Крышев А. И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2008. 50 с.

31. Evans S. Accumulation of Chernobyl-related <sup>137</sup>Cs by fish populations in the biotest basin, northern Baltic Sea. Studsvik Report. STUDSVIK/ NP-88/113, 1988.

32. Рябов И. Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: КМК, 2004. 215 с.



33. IAEA — International Atomic Energy Agency. Testing of environmental transfer models using Chernobyl fallout data from the Iput River catchment area, Bryansk Region, Russian Federation. Report of the Dose Reconstruction Group of the Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS) Programme, Theme 2. IAEA, Vienna, 2003. 332 p.

34. Олейник В. К., Крышев И. И. Результаты радиоэкологической экспедиции по территории 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС и двенадцати областей России, Украины и Белоруссии в августе 1986 года. Известия высших учебных заведений. Ядерная энергетика. 2004, N2, с. 24–30.

35. Щеглов А. И., Цветкова О. Б., Касацкий А. А. Некоторые показатели биологического круговорота Cs-137 и K-39 в лесных экосистемах Брянского полесья в отдаленный период после Чернобыльских выпадений. Вестник Московского Университета. Серия 17. Почвоведение, 2011, № 3, с. 43–48.

36. Kryshev I. I., Sazykina T. G. and Beresford N. A. Effects on wildlife. In: Chernobyl — Catastrophe and Consequences. Edited by Smith J. T. and Beresford N. A. Springer. Praxis Publishing Ltd Chichester, 2005. P. 267–287.



## МНОГОМАСШТАБНОСТЬ УРОВНЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ CS-137 ЛАНДШАФТОВ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ (ПО ДАННЫМ АЭРОГАММАСЪЕМКИ)

<sup>1,3</sup>Линник В.Г., <sup>1,2</sup>Соколов А.В., <sup>1</sup>Соколов П.В.

<sup>1</sup>ГЕОХИ РАН, г. Москва, <sup>2</sup>ИПИ РАН, г. Москва,

<sup>3</sup>Географический факультет МГУ, г. Москва

### Введение

Радиационный мониторинг проводится для контроля состояния окружающей среды, выявления источников поступления радионуклидов, оценки влияния ионизирующего излучения на объекты биосферы с целью разработки предложений и рекомендаций по безопасному ведению хозяйственной деятельности и проживанию населения.

Источником антропогенного поступления радиоактивных веществ в атмосферу являются продукты ядерных испытаний атомного оружия, а также аварии на атомных станциях. Перенос радионуклидов в атмосфере происходит на аэрозольных частицах и в виде газов [27].

Результаты научного анализа поведения радиоактивных веществ в атмосфере (перенос, фракционирование и осаждение в виде радиоактивных аэрозолей на земную поверхность) при ядерных взрывах приведены в монографии [7]. При выпадении радиоактивных частиц из атмосферы после ядерных испытаний на земной поверхности образуется радиоактивный след, который может простираться на сотни (ближний след) и тысячи (дальний след) километров. Поступившие в стратосферу продукты ядерного взрыва в процессе постепенного осаждения (месяцы или годы) формируют поле глобальных выпадений, для которых характерен другой рисунок загрязнения, и радиоактивный «след» от вызвавшего его взрыва явно не просматривается.

Результаты многолетних исследований распределения продуктов глобальных выпадений в Северном полушарии (на конец 60-х — начало 70-х годов) были обобщены специалистами Института прикладной геофизики в виде карты загрязнения <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr, а также дозы внешнего облучения [6].

Новый этап в исследовании распределения радиоактивности в окружающей среде был связан с ликвидацией последствий аварии на ЧАЭС после взрыва на 4-м блоке ЧАЭС 26 апреля 1986 г. Наблюдения за содержанием радионуклидов в объектах природной



среды на территории СССР осуществлялось сетью радиационного мониторинга Госкомгидромета.

С первых дней после аварии специалисты Госкомгидромета проводили гамма-съёмку радиоактивного загрязнения местности, как наземными методами, так и с использованием самолетов и вертолетов [4, 7, 9]. Летом 1986 г. аэрогаммасъёмка (АГ) загрязненных территорий (АГ) стала проводиться и специалистами других организаций [39].

Поскольку поступление радиоактивных веществ из разрушенного реактора продолжалось достаточно долгое время (с 26 апреля по 9 мая 1986 г.), то распространение радиоактивного загрязнения наблюдалось в различных направлениях и на большие расстояния, включая также зарубежные страны. Направление ветра за этот период изменялось несколько раз, что привело к наложению радиоактивных следов (30-км зона ЧАЭС, а также Гомельско-Брянское пятно, рис. 1).

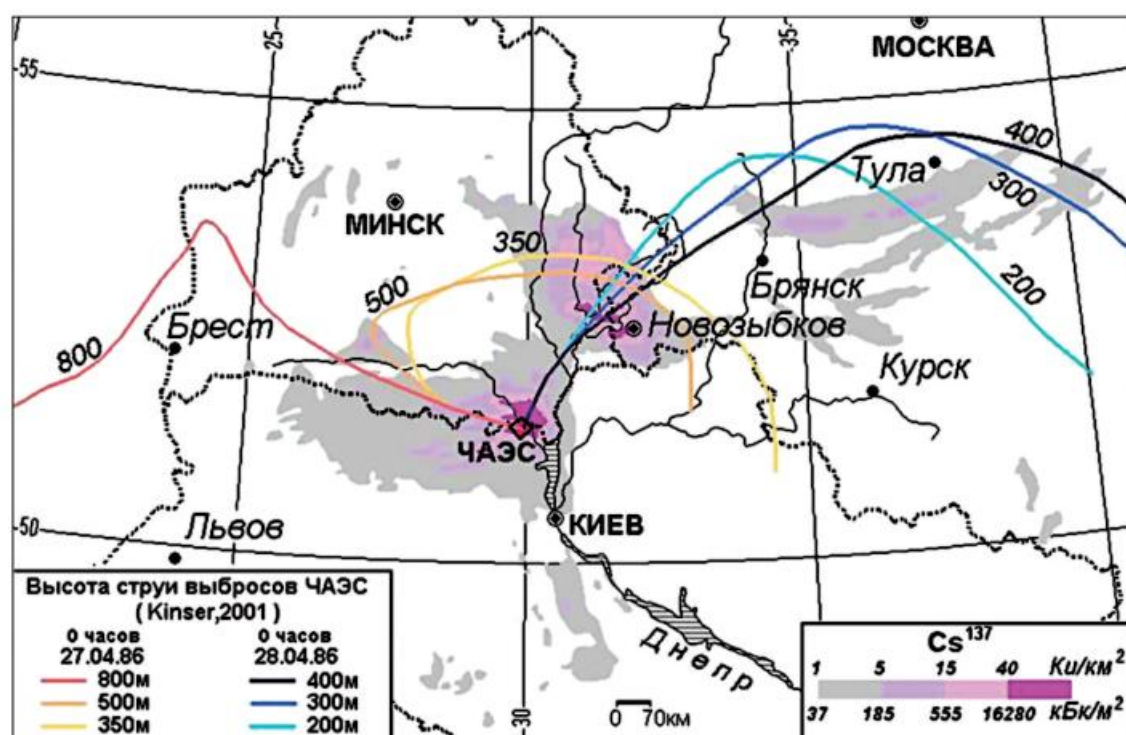


Рисунок 1. Траектории движения воздушных масс на разных высотных уровнях от места выброса радиоактивности (ЧАЭС) 27 и 28 мая 1986 [45]

Значительные колебания концентраций и радионуклидного состава аэрозолей над развалом 4-го блока, связанные со сложными динамическими физико-химическими процессами, проис-



ходившими внутри активной зоны, были причиной не стационарности выноса радиоактивных продуктов в атмосферу [26]. В зависимости от физико-химических свойств образовавшихся аэрозольных частиц, которые поступили в окружающую среду в результате аварии на ЧАЭС, атмосферные выпадения радионуклидов разделяются на «смешанные» и «конденсационные».

Уже на первых картах распространения радиоактивного загрязнения от аварии на ЧАЭС, построенных в мае 1986 г., был выявлен неоднородный характер зон загрязнения [4]. Причина «пятнистости» радиоактивного загрязнения была связана с особенностями синоптической обстановки — в местах выпадения осадков наблюдалось повышенное радиоактивное загрязнение. Цезиевые «пятна» в Беларуси, Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях [1,8] сформировались в результате аэрозольных выпадений из радиоактивного облака продуктов выброса из 4-го блока ЧАЭС близкого изотопного состава, включающего  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ . Эти изотопы на момент проведения АГ по программе составления Атласа радиоактивного загрязнения практически распались [16].

Подобная «пятнистость» загрязнения была выявлена также за рубежом — в Австрии, Германии, Греции, Италии, Финляндии, Швеции [7,31, 32, 50, 52, 53, 54].

В период с мая по ноябрь 1986 года на территории всей Греции были отобраны 1242 образцов почвы мощностью в 1 см для количественного определения плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ , поступившего в результате аварии на ЧАЭС. Полученные результаты показали высокую вариабельность выпадений (от 0,01 до 137 кБк/м<sup>2</sup>). Радиоактивное загрязнение сформировало своеобразные паттерны (пятна) размерами в несколько десятков километров [51, 53].

В отличие от глобальных выпадений радионуклидов, загрязнение в результате аварии на ЧАЭС в Финляндии и Швеции, как и на территории России, было чрезвычайно неоднородно. В первый период (апрель-май 1986 г.) это было связано с наличием «горячих» частиц в аэрозольных выпадениях. Анализ образцов лишайников и хвои сосны показал, что активность атмосферных аэрозолей могла значительно различаться на расстоянии в несколько километров. Такие, на первый взгляд бессистемные, нерегулярные пятна радиусом до 5 км с максимальной активностью  $^{95}\text{Nb}$  (около 40 кБк/кг) встречались в 4 случаях [50]. Другим важным фактором формирования неоднородности радиоактивного



загрязнения были атмосферные осадки, и их различная интенсивность в период осаджения радиоактивных «чернобыльских» аэрозолей. Так, в Баварии 30 апреля 1986 г. благодаря крайне неравномерным осадкам сформировалось поле загрязнения сложной конфигурации с уровнями загрязнения 35–45 кБк/м<sup>2</sup> [46].

Анализ метеорологической информации и уровней радиоактивного загрязнения в Великобритании [35] выявил явную зависимость плотности загрязнения <sup>137</sup>Cs от интенсивности осадков, что подтвердило преобладание «мокрых» выпадений в формировании поля загрязнения <sup>137</sup>Cs. В отличие от <sup>137</sup>Cs, который находился в составе аэрозолей, для изотопов <sup>131</sup>I связь с интенсивностью атмосферных осадков не была установлена, что указывает на существенную роль «сухих» выпадений при загрязнении почвы и растительности изотопами <sup>131</sup>I [35, 47]. Как результат, корреляция уровней загрязнения молока изотопами <sup>131</sup>I и <sup>137</sup>Cs (на 5–8 мая 1986 г.) на картах Великобритании не наблюдалась [35].

### **Радиационное картографирование загрязненных территорий**

Обобщение всех данных о пространственном распределении радионуклидов выполнялось при составлении карт радиационного загрязнения, а затем Атласа радиоактивного загрязнения территории РФ под методическим руководством специалистов Госкомгидромета [1, 7]. В дальнейшем полученные данные о пространственном распределении радионуклидов на территории СССР были также использованы при составлении Атласа радиоактивного загрязнения Европы [37]. Фрагмент этой карты, характеризующий суммарное распределение <sup>137</sup>Cs (включая «глобальные» и «чернобыльские» выпадения), представлен на рис. 2.

Для построения карт радиоактивного загрязнения «чернобыльскими» выпадениями использовались результаты масштабных исследований загрязнения местности <sup>137</sup>Cs всей Европейской территории РФ, которые включали результаты аэрогамма-спектральных съемок, а также отбора проб почвы.

Карты атласа радиоактивного загрязнения охватывают территории 19 областей. Особое внимание уделялось оконтуриванию территории с плотностью загрязнения по <sup>137</sup>Cs свыше 1 Кюри/км<sup>2</sup> [12, 13], которые согласно Закону № 1244–1 от 15.05.1991 «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» были отнесены к загрязненным территориям.



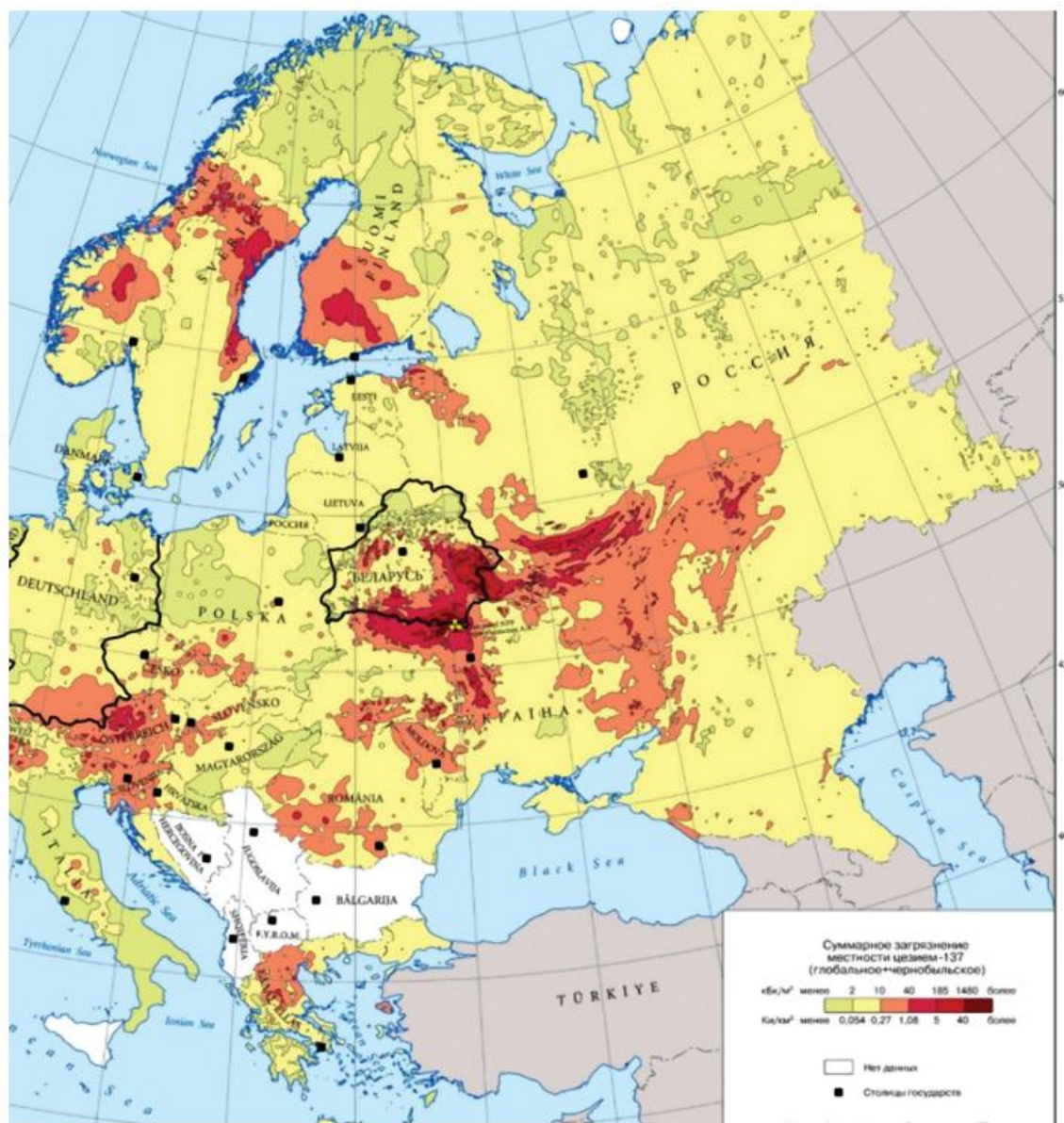


Рисунок 2. Фрагмент карты суммарного (глобальные + «чернобыльские» выпадения) загрязнения местности  $^{137}\text{Cs}$  [37]

При составлении карт Атласа радиоактивного загрязнения была выявлена неравномерность радиоактивного загрязнения, связанная с фракционированием изотопов на различном удалении от ЧАЭС [16, 17, 18]. Радионуклидный состав выпадений менялся в разных направлениях от ЧАЭС. Еще больший эффект фракционирования наблюдался на так называемых цезиевых пятнах (Гомельская, Могилевская, Брянская, Тульская области), где коэффициенты фракционирования  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{125}\text{Sb}$  по отношению к  $^{95}\text{Zr}$  достигали сотен единиц и более.

Картографирование загрязненных радионуклидами территорий подтвердило существование неоднородности радиоактив-



ных выпадений на различных масштабных уровнях, т.е. многомасштабность поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  [8, 10, 12, 13].

На карте радиоактивного загрязнения Европейской части бывшего СССР, составленной в масштабе 1:10 000 000, использованы следующие уровни плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (Ки/км<sup>2</sup>): 0,1, 0,2, 0,5, 1, 5, 15, 40 [1].

Для значительной части Брянской области уровни глобального загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  составляли 0,05–0,07 Ки/км<sup>2</sup>, для Тульско-Калужского «пятна» — свыше 0,07 Ки/км<sup>2</sup>. Поэтому анализ пространственного распределения  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 2) показывает, что практически на всей территории вплоть до Урала региональный фон выпадений после аварии на ЧАЭС повысился до значения 0,27 Ки/км<sup>2</sup>.

На всей Европейской части России (рис. 2) четко просматривается сложная наложенная структура поля загрязнения, вызванная «чернобыльскими» выпадениями по всем направлениям от ЧАЭС [1]. С учетом генерализации поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в мелком масштабе, хорошо просматриваются локальные структуры загрязнения размерами от десятков до сотен километров [8, 10]. Анализируя направление оси следа, можно реконструировать направление преобладающего ветра на момент прохождения загрязненных радионуклидами воздушных масс. Выполненный анализ показал, что территория ряда среднерусских областей оказывается в зоне суперпозиции нескольких следов выпадений [18].

Максимальное радиоактивное загрязнение охватывает отдельные регионы, включающие несколько административных областей. Детализация поля загрязнения в этом масштабе отображает его элементы размером от десятка до нескольких десятков километров, обязанных своему происхождению выпадению атмосферных осадков различной интенсивности. Так, внутри обширного «пятна»  $^{137}\text{Cs}$ , расположенного на границе Брянской и Гомельской областей, где плотность загрязнения превышает 5 Ки/км<sup>2</sup>, изолиния с уровнем 15 Ки/км<sup>2</sup> отделяет изолированные непохожие по форме друг на друга три «пятна». В этих «пятнах» отдельными хаотичными вкраплениями встроены более мелкие по площади «пятна» с уровнем загрязнения свыше 40 Ки/км<sup>2</sup> [1].

Принципиально иной рисунок загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  наблюдается в Тульско-Плавском «пятне» (Калужская и Тульская область, рис. 2). Зона загрязнения, ограниченная изолинией 1 Ки/км<sup>2</sup>, вытянута в широтном направлении, отдельные локальные «пятна»



с плотностью загрязнения 5–15 Ки/км<sup>2</sup> и размером 30–40 км, также вытянуты в широтном направлении. Такой рисунок загрязнения, вероятнее всего, зафиксировал направление движения воздушных масс в момент прохождения радиоактивного облака. Поле загрязнения <sup>137</sup>Cs (1–5 Ки/км<sup>2</sup>) в Орловской области имеет другую ориентацию следов — с юго-запада на северо-восток. Все поле загрязнения <sup>137</sup>Cs разделено на отдельные фрагменты неправильной геометрической формы размером в несколько десятков километров.

Дальнейшее развитие методы радиационного картографирования получили при составлении атласа современных и прогнозных последствий аварии на ЧАЭС для загрязненных территорий России и Беларуси [2]. Поскольку трансформация полей радионуклидного загрязнения происходит в пределах малых водосборов [14, 15, 24], то существуют объективные ограничения возможности их картографического отображения на мелкомасштабных картах (1:1 000 000 и мельче).

Задача долгосрочного прогнозирования загрязнения <sup>137</sup>Cs сводится к построению комплекта карт среднего масштаба на ряд прогнозных дат: 2016, 2026, 2036, 2046, 2056 гг. Построение прогнозных карт не может быть осуществлено по расположению изолиний плотности загрязнения <sup>137</sup>Cs на карте, поскольку между изолиниями наблюдается неравномерное распределение уровней плотности загрязнения, что при картографическом прогнозировании может приводить к существенным ошибкам. Поэтому в основу прогнозных карт [2] были положены все исходные данные базы данных Госкомгидромета, включающие в том числе обновленную информацию по радиационной обстановке в населенных пунктах, полученные в начале 2000-х.

Неравномерность плотности загрязнения <sup>137</sup>Cs между отдельными изолиниями хорошо видна на рис. 3. Анализ поля загрязнения <sup>137</sup>Cs в крупном масштабе раскрывает дополнительные особенности пространственной структуры поля загрязнения. На рис. 3 представлен фрагмент карты загрязнения <sup>137</sup>Cs в Брянской области (восточнее н.п. Гордеевка, размер территории 33x25 км), построенной по данным АГ (сетка 100x100 м) с одновременным представлением уровней загрязнения <sup>137</sup>Cs в изолиниях, полученных при составлении карт Атласа [1].

АГ дает непрерывное поле загрязнения радионуклидами, тогда как для моделирования поля загрязнения по дискретному набору точек наземного опробования почвы используются различ-



ные интерполяционные алгоритмы, в соответствии с которыми модельное поле имеет гладкий характер (между изолиниями поле монотонное). Рисунок 3 наглядно демонстрирует ограничения метода изолиний при моделировании поля загрязнения с неоднородной внутренней структурой, которая выявляется при АГ.

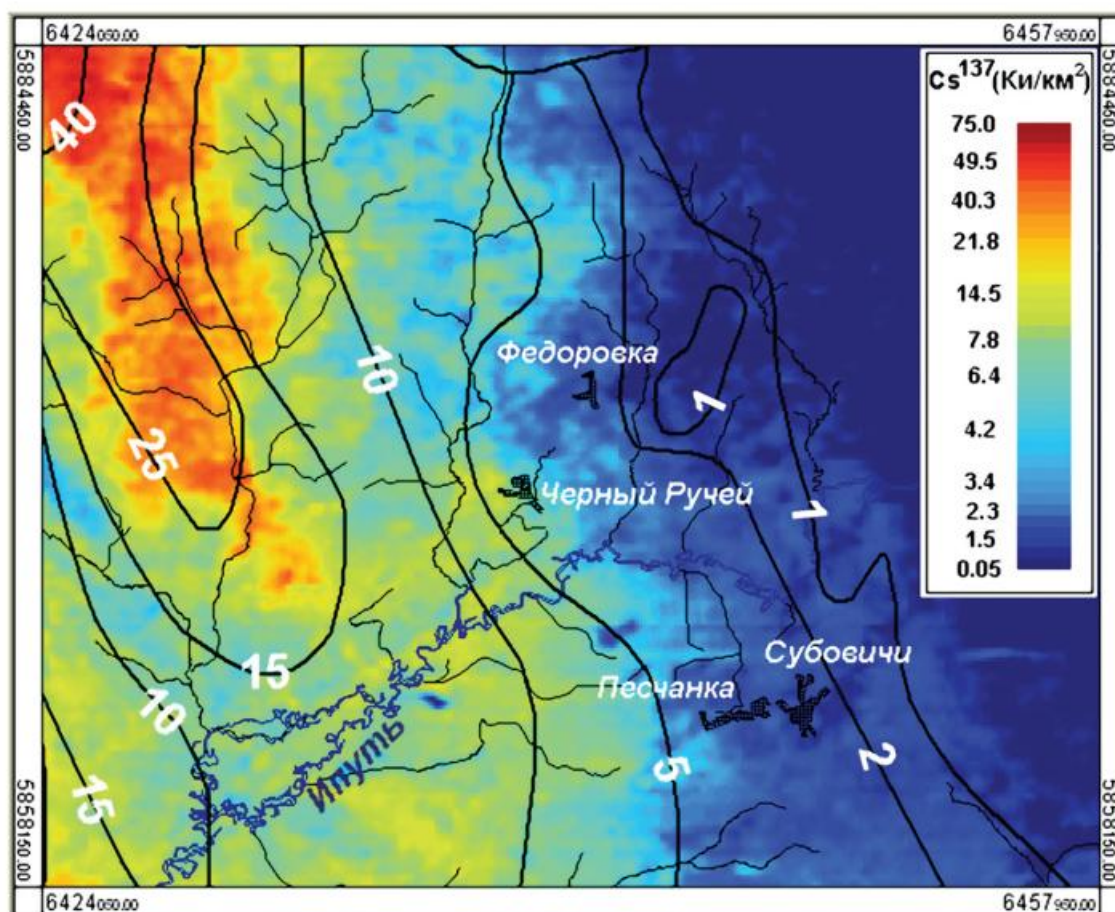


Рисунок 3. Фрагмент совмещенной карты поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ , представленного в изолиниях (по данным аэрогаммасъемки)

На данном фрагменте карты (рис. 3) хорошо идентифицируются две зоны загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ : 1) «мокрых» выпадений; 2) «сухих» выпадений. Зона «мокрых» выпадений с высоким градиентом плотности загрязнения от 40 Ки/км<sup>2</sup> (по данным АГ от 75 Ки/км<sup>2</sup>) до 10 Ки/км<sup>2</sup> прослеживается по оси следа по направлению северо-запад — юг (юго-восток). Хотя метод изолиний при моделировании поля загрязнения существенно упрощает (сглаживает) пространственную структуру поля загрязнения, характер самих изолиний достаточно точно отражает общую тенденцию снижения плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  по направлению оси следа. Данные АГ, характеризующие поле загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  с дис-



кретностью 100 м, отчетливо показывают, насколько сложный характер имеет поле загрязнения.

### **Реконструкция «чернобыльских» выпадений в Брянской области**

Исследование распределения «чернобыльских» выпадений радиоактивных веществ в окружающей среде в результате аварии на Чернобыльской АЭС, которая произошла 26 апреля 1986 г., продолжает оставаться актуальным до настоящего времени. Проблемам математического моделирования атмосферного переноса радиоактивных веществ в результате аварии на ЧАЭС с первых лет уделялось существенное внимание [11, 28, 29,30,33,34,41,42,45,55,56]. Особую популярность данные по загрязнению природных ландшафтов в результате аварии на ЧАЭС получили для тестирования математических моделей атмосферного переноса и осаждения загрязняющих веществ [41,42,45]. Модели атмосферного переноса, как важная составляющая часть систем поддержки принятия решений в чрезвычайных ситуациях, связанных с аварийным радиоактивным загрязнением окружающей среды, вошли в состав математического и программного обеспечения созданной в НПО «Тайфун» Росгидромета компьютерной системы RECASS [30,55,56], а также общеевропейской системы RODOS поддержки принятия решений при ядерных авариях, создаваемой под эгидой Европейской комиссии. В настоящее время анализ и прогноз развития радиационной обстановки при радиационных инцидентах, а также контроль трансграничного переноса радиоактивных веществ методами математического моделирования выполняется в НПО «Тайфун» в рамках единой государственной автоматизированной системы мониторинга радиационной обстановки на территории Российской Федерации (ЕГАСМРО).

В настоящее время стали общедоступными простые одномерные модели движения воздушных масс (модель HYSPLIT [38], рис. 4), применение которых позволяет реконструировать движение радиоактивного облака на разных высотных уровнях.

На рис. 4 показаны реконструированные направления движения воздушных масс 27 апреля 1986 г. в 16 часов на высоте 200 и 400 м: воздушный поток на высоте 200 проходит севернее примерно в направлении запад-восток, тогда как струя на высоте 400 м — значительно южнее в юго-юго-восточном направлении. Можно предположить, что благодаря не стационарности



поступления радиоактивных аэрозолей над развалом 4-го блока [26], их концентрация и физико-химические свойства на разных высотных уровнях (в рассматриваемом случае 200 и 400 м) могли также различаться. Поэтому осаждение аэрозолей в случае «сухих» выпадений с разных высот могло приводить к разному «рисунку» радиоактивного загрязнения. При этом на отдельных участках вполне возможно «наложение» одних «следов» на другие, сформировавшихся в результате осаждения радиоактивных аэрозолей, поступивших с разной высоты, что еще больше усложняло структуру поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ . На эту мысль наводит анализ поля загрязнения (рис. 4). Хорошо видно, что к северу от траектории движения воздушных масс на высоте 400 м рисунок поля загрязнения имеет принципиально иной характер: на общий фон радиоактивного загрязнения, наблюдаемый в центральной, восточной, юго-западной части Брянской области (загрязнение около  $2 \text{ Ки}/\text{км}^2$ ) накладываются дополнительные следы как за счет «мокрых», так и «сухих» выпадений.

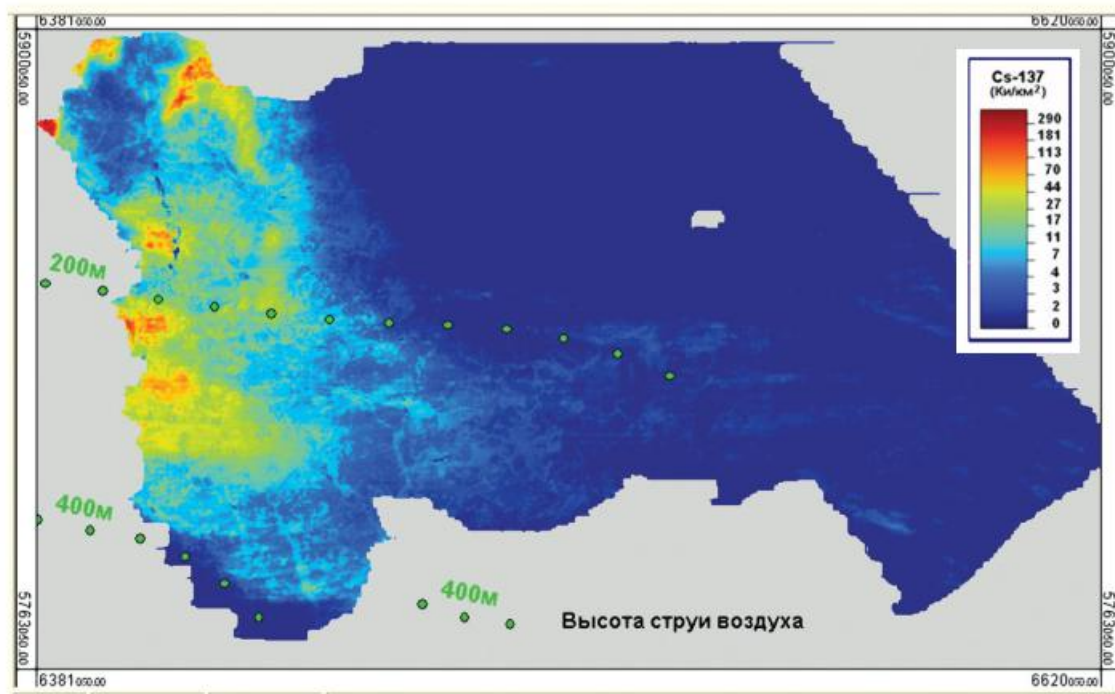


Рисунок 4. Реконструкция движения воздушных масс (модель HYSPLIT [38]) над территорией Брянской области 27 апреля 1986 г. 16 часов на высоте 200 м и 400 м

В работе [40] представлены результаты реконструкции синоптической и радиационной обстановки в Беларуси в первые три месяца после аварии на ЧАЭС (26 апреля-30 июня 1986 г.).



Поскольку Брянская область в западной части граничит с Беларусью, то при отсутствии аналогичных данных для Брянской области и при определенных допущениях, эта информация может быть использована для реконструкции условий осаждения «чернобыльских» выпадений в период с 27 апреля по 30 апреля 1986 г.

Согласно опубликованным данным [40], в г. Гомель начало выпадений  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$  датируется 27 апреля. 27 апреля выпадения  $^{131}\text{I}$  составили порядка 10 кБк/м<sup>2</sup>хсут, тогда как максимальные выпадения порядка 2000 кБк/м<sup>2</sup>хсут были зафиксированы 28 апреля. Начиная с 29 апреля объемная активность этих изотопов существенно снизилась, однако существенно превышала уровень «до чернобыльских» атмосферных выпадений радиоактивности. Метеорологические наблюдения в период 28–29 апреля в Беларуси зафиксировали интенсивные осадки — 5–17 мм. Однако интенсивность осадков даже на сравнительно коротких расстояниях отличалась значительной неоднородностью. Для западной части Брянской области аналогичных данных по количеству выпавших осадков в этот период нет. Поэтому воспользуемся данными по посту пос. ВИУА, расположенному в 6 км к западу от г. Новозыбков: за два дня 28 и 29 апреля интенсивность осадков составила соответственно 5,3 мм и 5,9 мм [21].

Для реконструкции дозовых нагрузок, полученных в начальный период аварии на ЧАЭС (26 апреля–30 июня 1986 г.), с помощью мезомасштабной модели LEDI выполнена реконструкция динамики формирования полей радиоактивного загрязнения воздуха и земной поверхности в Украине, Беларуси и России изотопами  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}+^{132}\text{I}$  и  $^{133}\text{I}$  [28,29]. Для математического моделирования важное значение имеют входные метеопараметры, такие как интенсивность осадков, скорость и направление ветра, температура [34]. В математических расчетах траекторий переноса радионуклидов для территории Беларуси (рис. 5), кроме влажного вымывания дождевыми осадками, учитывалось также влияние туманов на осаждение радионуклидов на подстилающую поверхность.

За период с 26 апреля по 29 апреля 1986 г. было зарегистрировано 10 случаев туманов на метеостанциях в Гомельской и Могилевской областях. Вероятнее всего, в западной части Брянской области наличие туманов в утренние часы также могло быть фактором вымывания радионуклидов из приземного слоя атмосферы.



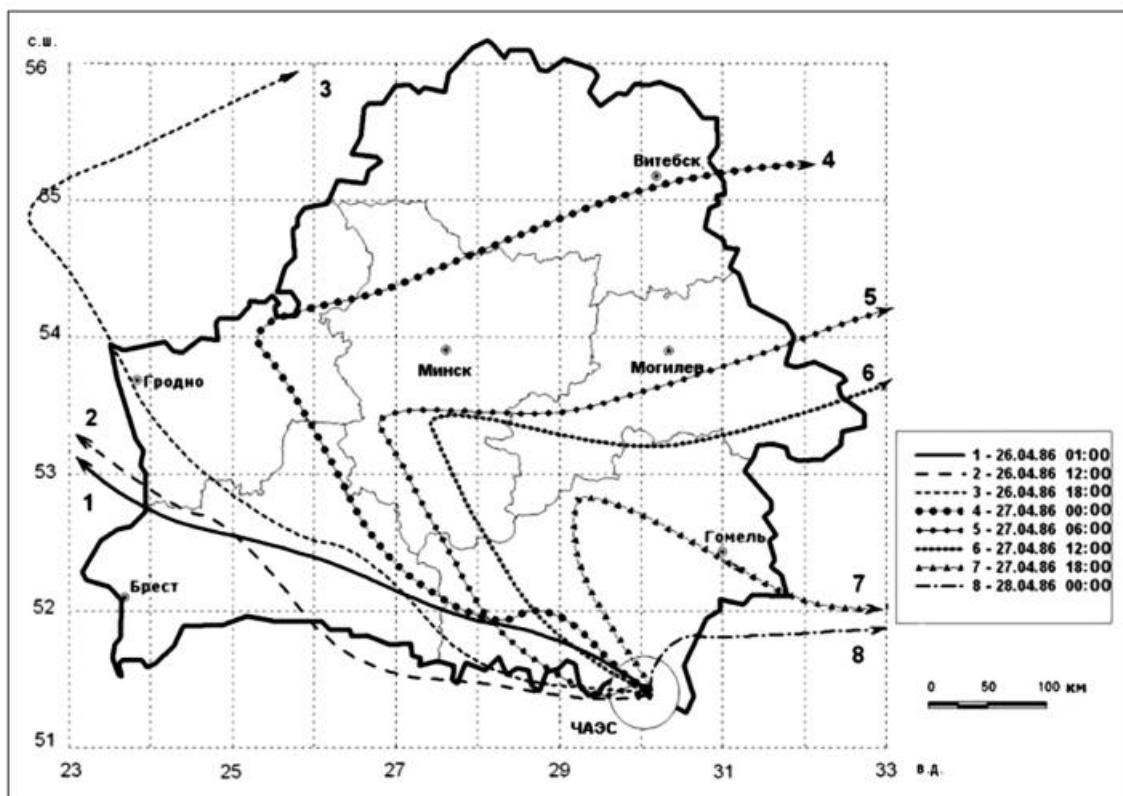


Рисунок 5. Примеры результатов вычисления траекторий переноса радионуклидов над территорией Беларуси для разных моментов выбросов в течение периода с 26 по 28 апреля 1986 г. (эффективная высота источника 200 м [28])

Анализ расчетных траекторий переноса радионуклидов от источника высотой 200 м показывает, что в восточном направлении (в сторону России) начало поступления радионуклидов в результате движения воздушных масс датируется выбросом 27.04.86 в 00.00 часов. Начиная с этого времени вплоть до 28.04.86 00.00 часов (расчетные данные ограничены указанным интервалом времени, рис. 5) все выбросы от ЧАЭС должны были пройти через Брянскую область. Радиоактивное загрязнение Брянской области продолжалось 28 и 29 апреля 1986.

Согласно расчетным данным, выполненными в работе [34], поступление в атмосферу радионуклидов из аварийного 4-го блока ЧАЭС в направлении Брянской области и далее в восточном направлении происходило с 12:00 27 апреля по 29 апреля включительно.

Таким образом, можно утверждать, что характер радиоактивного загрязнения Брянской области сформировался за 2–3 суток, в течение которых менялись как синоптические условия (направление и скорость ветра на разных высотных уровнях,



рис. 4, рис. 5), так и поступление из аварийного реактора радионуклидов (различная активность выбросов, формы нахождения). Атмосферные осадки играли главную роль в радиоактивном загрязнении, поскольку вымывание аэрозолей из радиоактивного облака было основным механизмом формирования «пятен» радиоактивного загрязнения.

Важной характеристикой «чернобыльских» выпадений являлась их растворимость в водных растворах. В пробах атмосферных осадков, отбираемых ежедневно на метеостанции в г. Чернобыль, с 26 апреля по 5 мая 1986 г. доля растворимых в воде и обменных форм (извлекаемые с 1М  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )  $^{137}\text{Cs}$  составляла от 5% до более 30% [5]. В пределах 30-км зоны в атмосферных выпадениях наблюдалась высокая доля топливных частиц, слабо растворимых в воде. За пределами 30-км зоны в выпадениях возрастал вес растворимых конденсационных частиц — в Великобритании в 1986 г. почти весь выпавший  $^{137}\text{Cs}$  находился в растворимой и обменной форме [44]. По выполненным оценкам [19] в западной части Брянской области для конденсационного типа выпадений около 50% выпавшего  $^{137}\text{Cs}$  находилось в растворимой и обменной форме, который на склонах был активно вовлечен в латеральный перенос.

### **Масштабные уровни загрязнения $^{137}\text{Cs}$ Брянской области (по данным аэрогаммасъемки)**

Сложное сочетание набора факторов: характера выпадений («сухие», «мокрые»), различной объемной активности радионуклидов в атмосфере при осаждении аэрозолей на земную поверхность, привели к формированию многомасштабного поля радионуклидного загрязнения, где каждому масштабу соответствует собственный характер «пятнистости» загрязнения.

Согласно полученным результатам АГ, максимальные уровни загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (свыше 40 Ки/км<sup>2</sup>) наблюдались в западной части области (рис. 6).

Максимальное по площади «цезиевое» пятно с плотностью загрязнения свыше 30 Ки/км<sup>2</sup> размером до 30–50 км. наблюдается к западу от г. Новозыбков, на его южной границе расположен н.п. Злынка. Его пространственная структура крайне неоднородна, как уже отмечалось выше, различия в локальной плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  обусловлены различием в интенсивности выпавших осадков («мокрые» выпадения). К северу от Вышкова прямо по границе с Гомельской областью четко прослеживаются три  $^{137}\text{Cs}$  «пятна» без



явно выраженной осевой структуры с уровнями загрязнения свыше  $60 \text{ Ки/км}^2$ . Хорошо видно, что эти пятна имеют продолжение на территории Гомельской области [40]. Четвертое пятно  $^{137}\text{Cs}$ , расположенное севернее Красной Горы, которое проходит через с. Заборье, с максимальной плотностью загрязнения свыше  $80\text{--}100 \text{ Ки/км}^2$ , имеет явно выраженную ось в направлении юго-запад — северо-восток, имеет продолжение на территории Могилевской области [40], как один из наиболее загрязненных участков Беларуси.

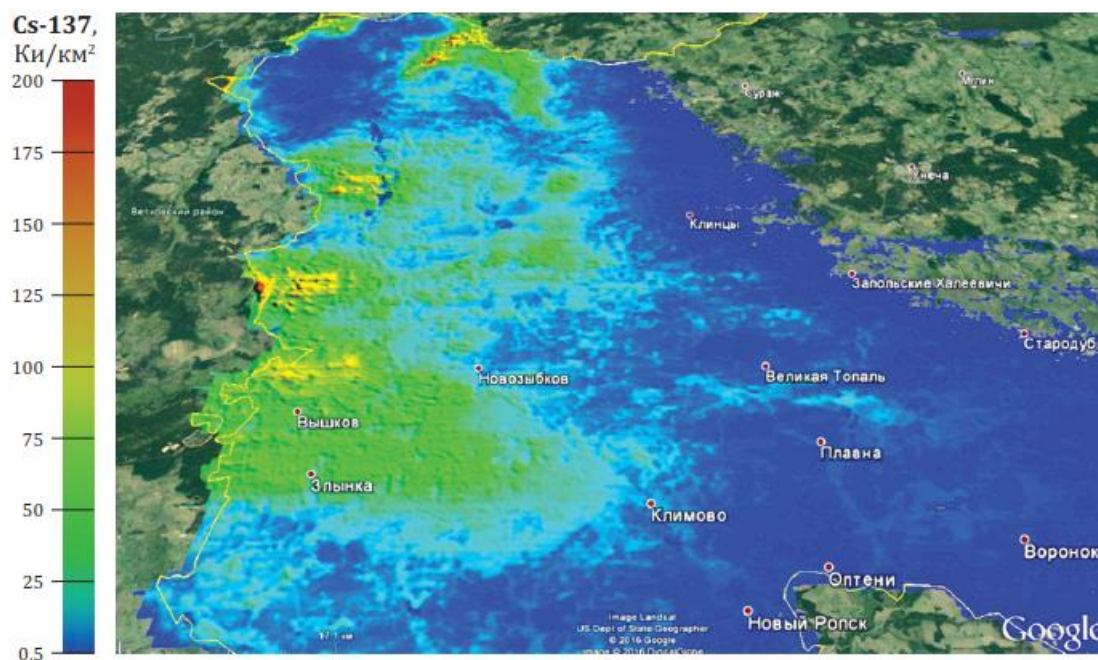


Рисунок 6. «Мокрые» выпадения  $^{137}\text{Cs}$  в западной части Брянской области

Восточная часть района (рис. 6) с плотностью загрязнения ниже  $1 \text{ Ки/км}^2$  (до уровня  $0.05 \text{ Ки/км}^2$ ) представляет пример зоны конденсационных «сухих» выпадений. «Сухие» выпадения происходили без осадков в результате гравитационного осаждения радиоактивных аэрозолей в условиях динамически меняющейся синоптической обстановки. В случае «сухих» выпадений уровни радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  были существенно ниже (рис. 7, рис. 8).

При исследовании пространственного распределения радионуклидов в Германии [46] было установлено, что «сухие» выпадения сформировали довольно однородные (однородные) поля радиоактивного загрязнения в отличие от «мокрых» выпадений, более гетерогенных и с более высокой плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ . Однако анализ смешанной зоны выпадений (рис. 7, диапа-



зон уровня загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  0.5–20 Ки/км<sup>2</sup>), где наблюдались «мокрые» и «сухие» выпадения, демонстрирует очень сложную пространственную структуру поля загрязнения, которую достаточно трудно было бы изобразить с помощью изолиний.

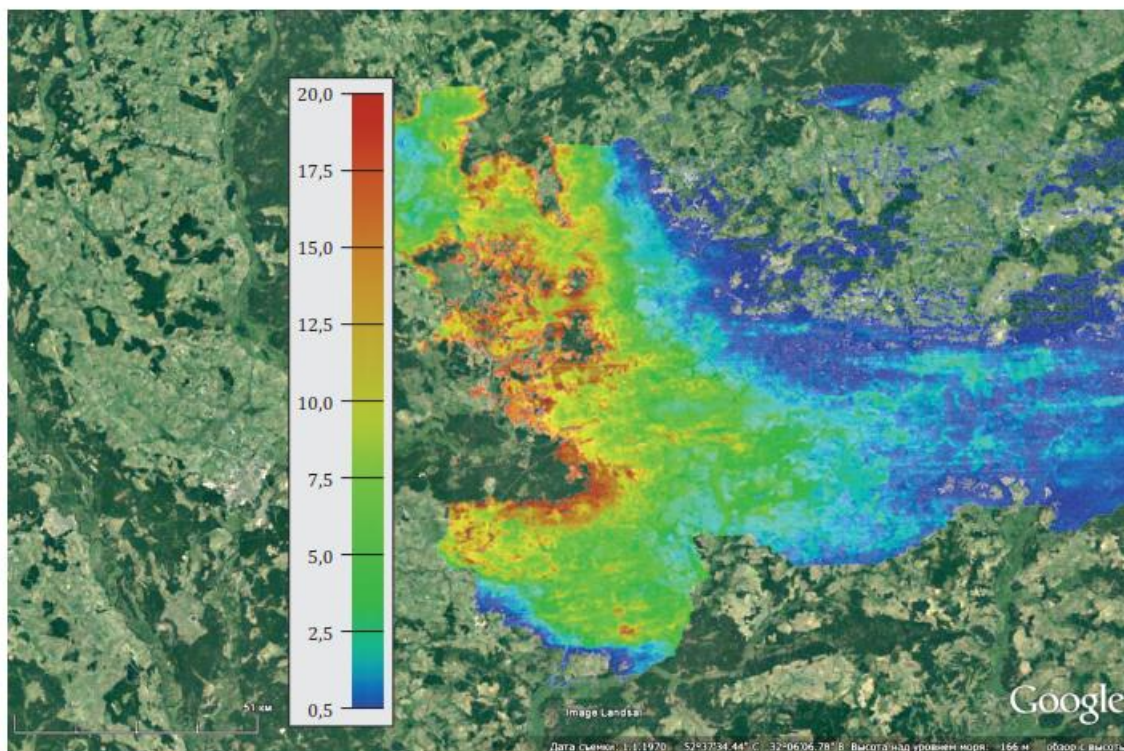


Рисунок 7. Структура поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  Брянской области по данным АГ (диапазон значений 0.5–20 Ки/км<sup>2</sup>)

Если провести анализ структуры поля загрязнения для «сухих» выпадений (рис. 8., в диапазоне плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  0.2–2.4 Ки/км<sup>2</sup>), то говорить о гомогенности поля загрязнения также не приходится. На рис. 8 на фрагменте карты размером 80x120 км представлены результаты по измерению плотности загрязнения в центральной и восточной части Брянской области в диапазоне плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  0.2–2.4 Ки/км<sup>2</sup>. Отчетливо видна сложная картина плотности загрязнения, которая представляет собой чередование «пятен» неправильной формы с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения, а также вытянутых «полос», ориентация которых показывает направление движения масс: запад — восток или северо-запад — юго-восток. В районе г. Почеп четко прослеживается приуроченность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  к долине р.Судость, что демонстрирует влияние ландшафтных факторов на формирование поля загрязнения техногенными радионуклидами. Безусловно, получить столь явно



выраженную пространственную структуру поля загрязнения используя методы интерполяции, опираясь только на ограниченный набор точек наземных наблюдений, было бы невозможно. Тогда как АГ, выполненная с высоким разрешением (в данном случае 100x100 м), позволяет исследовать формирование поля загрязнения радионуклидами в результате выпадения радиоактивных аэрозолей как результат взаимодействия приземного слоя атмосферы с подстилающей поверхностью (ландшафтом).

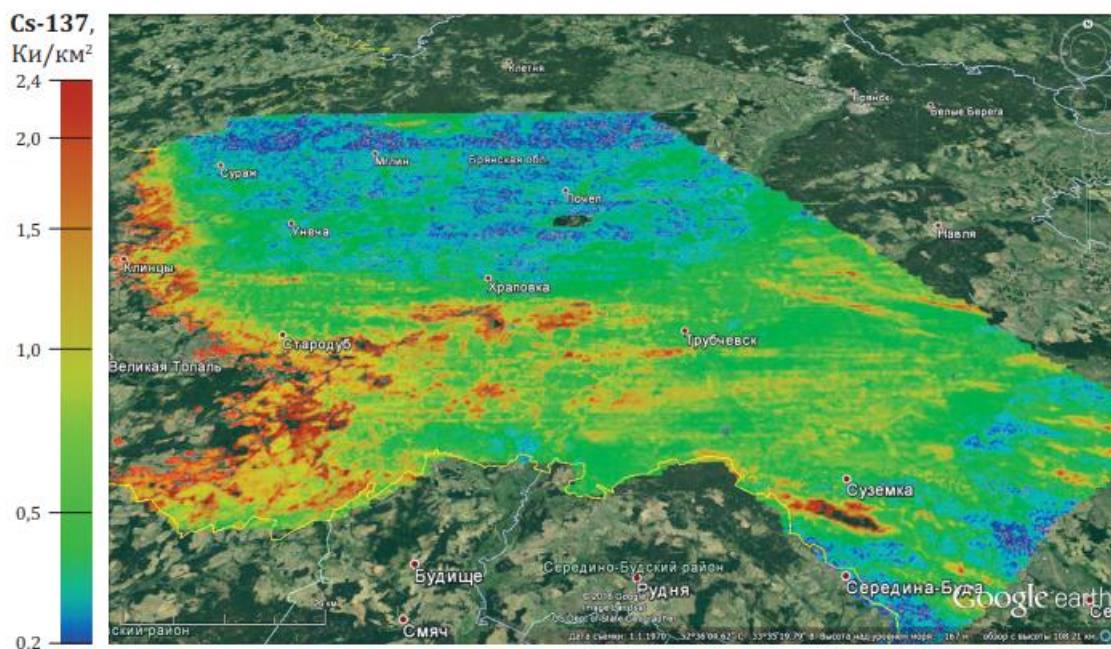


Рисунок 8. Структура поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  Брянской области по данным АГ (диапазон значений 0.2–2.4 Ки/км<sup>2</sup>)

Сформировавшееся поле загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  обладает удивительным свойством — неповторимостью пространственной структуры в разных районах Брянской области. На рис. 9 для участка с конденсационным типом выпадений (диапазон загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  составляет 0.1–0.85 Ки/км<sup>2</sup>) видна достаточно сложная пространственная структура радиоактивного загрязнения, которая отличается от структуры поля загрязнения, представленной на рис. 8. При переходе к более крупному масштабу (рис. 10), возрастает детализация отдельных элементов поля загрязнения — можно наблюдать связь плотности загрязнения с рядом ландшафтных факторов. Отчетливо проявляется связь плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  с лесными массивами, на которых происходило повышенное осаждение активности.



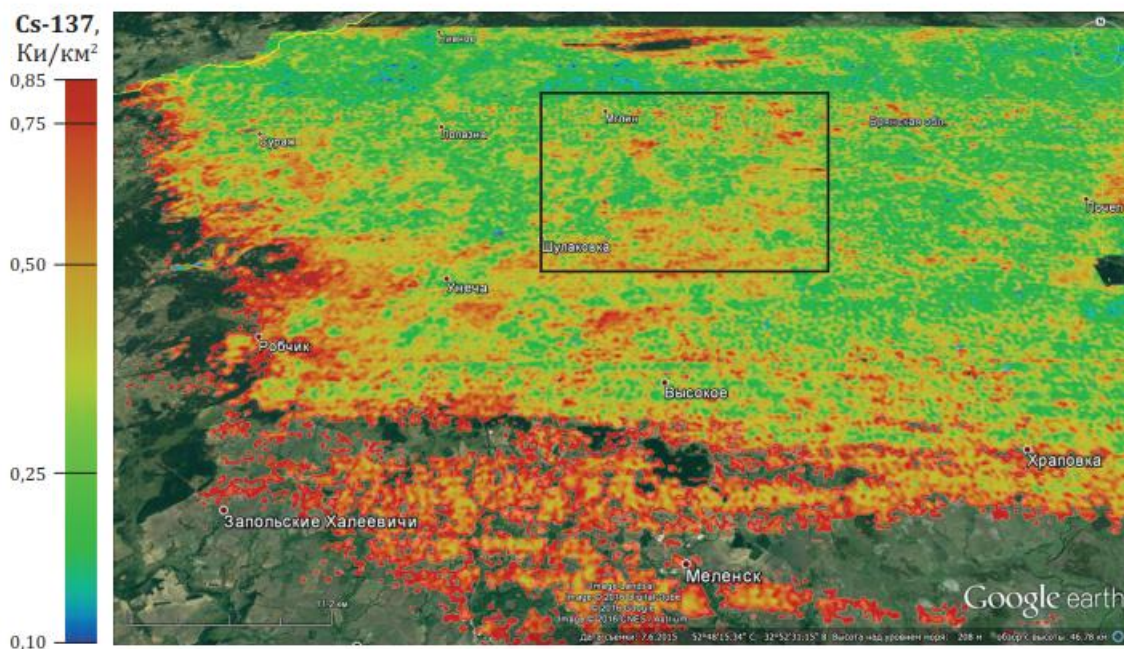
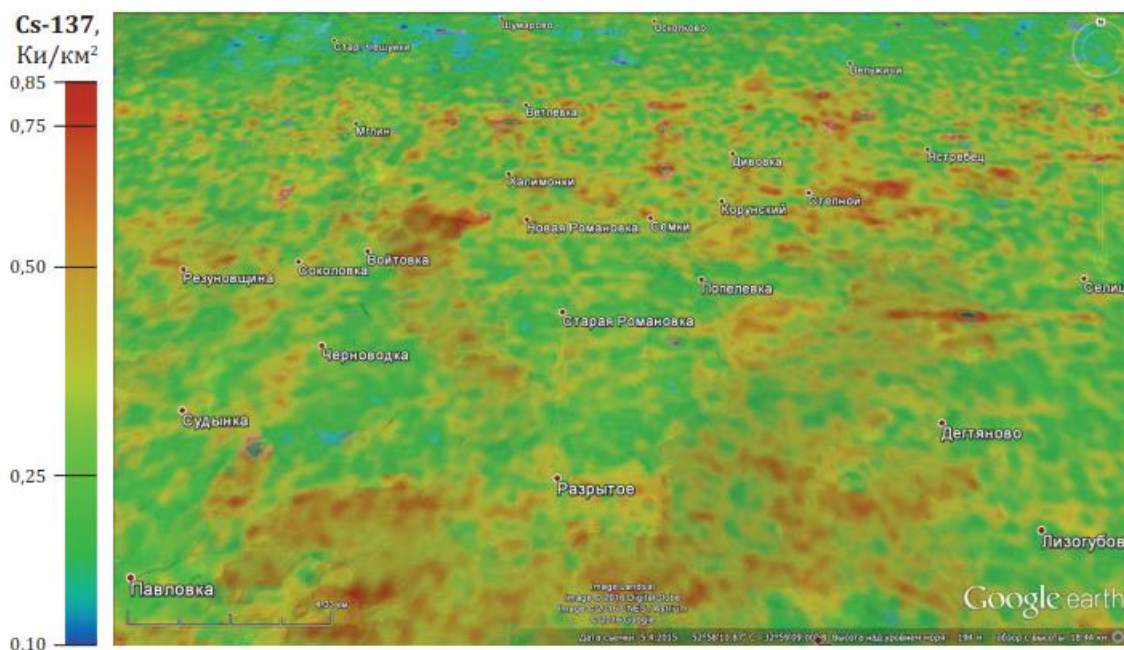


Рисунок 9. Пятнистая пространственная структура загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в зоне конденсационных выпадений (уровни загрязнения 0.1–0.85 Ки/км<sup>2</sup>)

Рисунок 10. Детализация пространственной структуры загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в зоне конденсационных выпадений (увеличенный фрагмент карты рис. 9)



Интересный пример формирования поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в зоне конденсационных выпадений представлен на рис. 11 в ландшафтах предполесья и ополья. В диапазоне значений плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  от 0.1 Ки/км<sup>2</sup> до 1.2 Ки/км<sup>2</sup> в широтном направлении четко прослеживается закономерное чередование



зон повышенного загрязнения (свыше 0.7 Ки/км<sup>2</sup>) с зонами низкого загрязнения (0.1–0.4 Ки/км<sup>2</sup>), свидетельствующее о преобладающем переносе в направлении запад-восток.

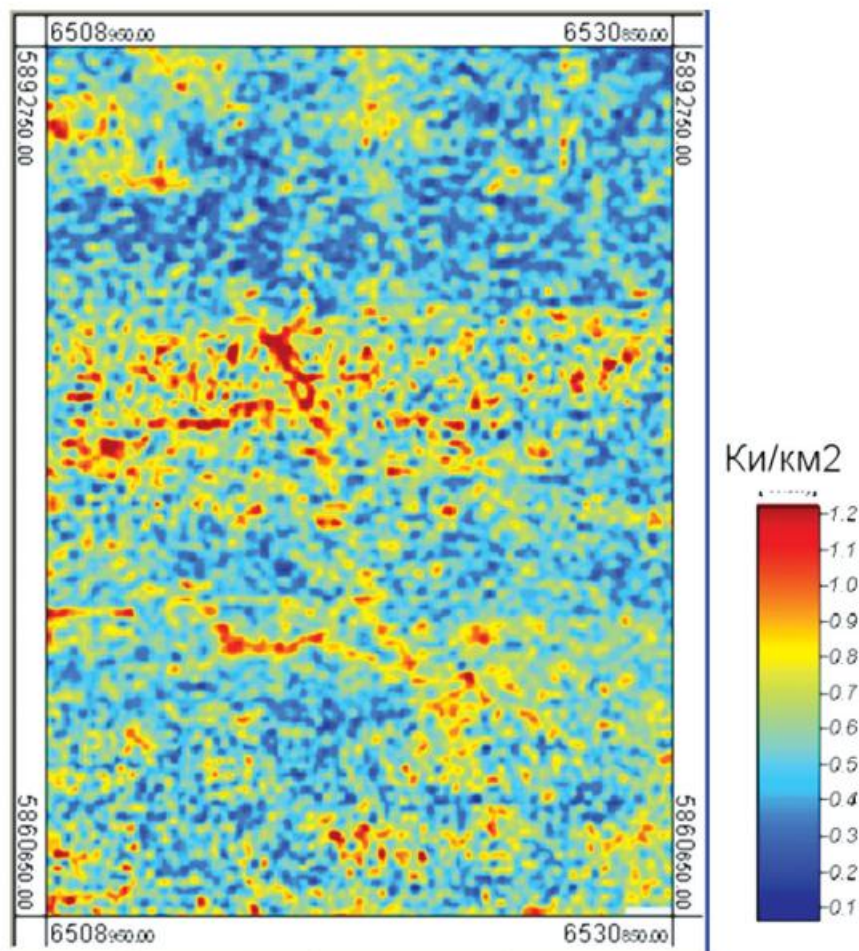


Рисунок 11. «Пятнистая» структура поля загрязнения <sup>137</sup>Cs в бассейне р. Коста

Четко фиксируются практически непрерывные зоны повышенного загрязнения <sup>137</sup>Cs, приуроченные к долинам рек Коста (центр рисунка) и ее притока р.Костица (левый приток), которые связаны с эффектом накопления <sup>137</sup>Cs в результате смыва с бассейна рек, его вторичного переноса и отложения за счет эрозионных и русловых процессов.

Чередование «пятен» <sup>137</sup>Cs повышенной и пониженной плотностью загрязнения в водораздельной части ландшафта свидетельствует как о начальном неоднородном (неравномерном) поступлении <sup>137</sup>Cs в период осаждения радиоактивных аэрозолей, так и крайней неоднородности интенсивности проявления процессов латеральной миграции в пределах рассматриваемых речных бассейнов.



Пространственная изменчивость содержания аэрозолей в атмосфере также характеризуется широким разнообразием масштабов — от сантиметров до нескольких километров. Поэтому поле загрязнения радионуклидами можно рассматривать как результат суперпозиции разномасштабных уровней осаждения радиоактивных аэрозолей [23]. Аналогичные эффекты формирования поля радионуклидного загрязнения были отмечены также в Японии после радиационной аварии на Фукусиме [43].

Одна из возможных причин многомасштабности поля радионуклидного загрязнения — одновременное существование движения воздушных масс различных масштабов [3]. Существование турбулентных вихрей самых разных масштабов и конфигураций, как основных элементов движения атмосферного воздуха, взаимодействие которых создает турбулентное трение [25], следует также учитывать при описании процессов переноса и осаждения радиоактивных аэрозолей.

Механизмы осаждения радиоактивных аэрозолей глобального происхождения хорошо изучены [26]. Детальные исследования поступления «чернобыльских» аэрозолей в атмосферу, их перенос и осаждение были выполнены во многих странах [26, 31, 50]. На осаждение аэрозолей, т.е. на формирование поля загрязнения на локальном уровне, сильно влияют атмосферные процессы в приземном слое. Специальные исследования скорости «сухих» выпадений чернобыльского происхождения показали, что осаждение аэрозолей на древесный покров больше в 1,63 раза, чем на поверхность, покрытую травяным покровом [52].

Характер подстилающей поверхности определяет коэффициент шероховатости, от которого зависит осаждение аэрозолей. Причиной многомасштабности радионуклидного поля загрязнения в Брянской области [48] могла быть различная шероховатость подстилающей поверхности, особенно в случае ландшафтов ополья (частично предполесских), где наблюдается чередование возвышенных открытых распаханых участков с фрагментами залесенных участков.

Для оценки влияния роли растительного покрова на уровень радиоактивного загрязнения в результате «чернобыльских» выпадений был выбран участок с «сухим» типом выпадений  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 12). Визуальный анализ выпадения  $^{137}\text{Cs}$  (диапазон уровней загрязнения 0.1–0.8 Ки/км<sup>2</sup>) на лесной массив показывает, что лес выполнил роль геохимического барьера. По северной и юж-



ной границе лесного массива отмечается повышенная плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (до  $0.7\text{--}0.8 \text{ Ки/км}^2$ ). Причем для северной части граница «лес-поле» различия в плотности загрязнения наиболее существенны: уровень загрязнения распахананных участков составляет примерно  $0.2 \text{ Ки/км}^2$ , тогда как загрязнение краевой части леса составляет  $0.3\text{--}0.55 \text{ Ки/км}^2$ .

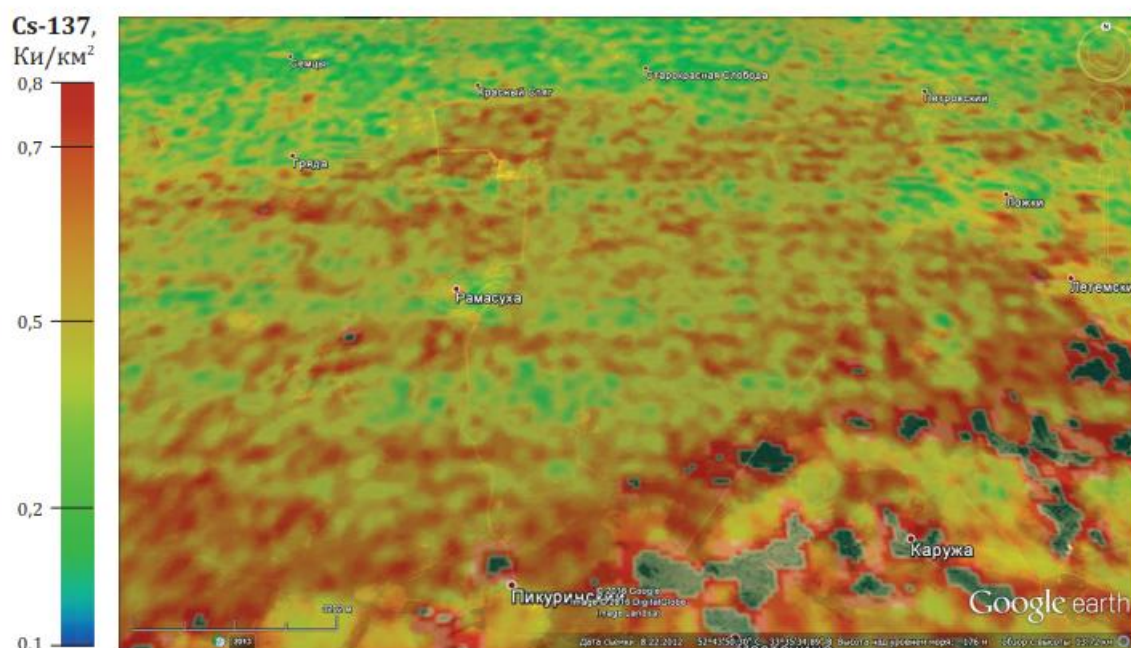
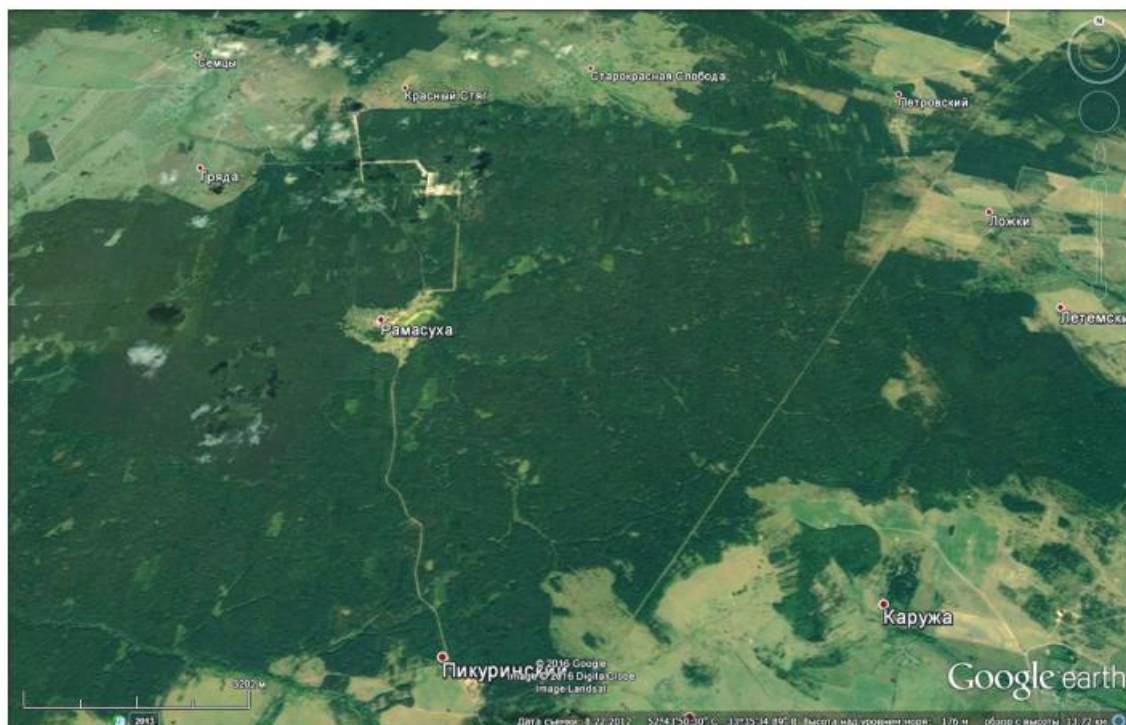


Рисунок 12. Фрагмент формирования «сухих» выпадений  $^{137}\text{Cs}$  в лесном ландшафте



В самом лесном массиве распределение  $^{137}\text{Cs}$  имеет практически широтный характер по размытым «полосам», которые в свою очередь разделяются на локальные пятна, формируя в целом «ячеистую структуру». Однако в самом лесном массиве встречаются небольшие по площади участки с низким уровнем загрязнения (ниже  $0.3 \text{ Ки/км}^2$ ) Одна из вероятных причин этого может заключаться в формировании над лесным массивом зон различной атмосферной турбулентности, размером в несколько сотен метров, которые различались объемной активностью радионуклидов.

### **Ландшафтные факторы трансформации поля загрязнения $^{137}\text{Cs}$**

Для всех следов радиоактивных выпадений, выявленных при составлении мелкомасштабных и среднемасштабных карт радиоактивного загрязнения [1, 2, 37], была установлена неоднородность плотности загрязнения, которая возростала в пределах эрозионно-расчлененных ландшафтов Среднерусской возвышенности [18]. При геоинформационном моделировании поля загрязнения радионуклидами в крупном масштабе (1:25000–1:50000) были выявлены иные масштабы неоднородности (сотни метров — километры), причиной которых были ландшафтные факторы [23, 49].

Чтобы исследовать трансформацию поля радионуклидного загрязнения в различных ландшафтных условиях Брянской области в результате латерального переноса, были проведены специальные работы [10, 14, 15, 19, 20].

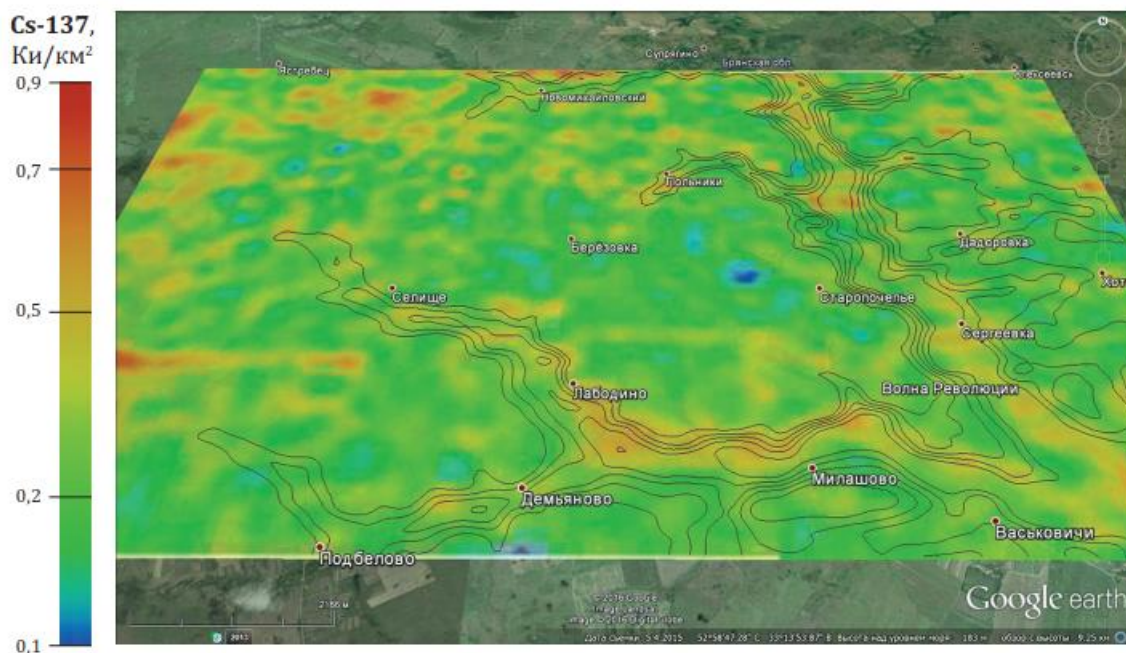
В качестве модельного объекта исследования влияния ландшафтных факторов на трансформацию первичного поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  на уровне бассейна отдельной реки выбран участок долины р.Коста и р.Костицы размером  $15,6 \times 9,8 \text{ км}$  в бассейне р. Судость (рис. 13), который относится к ландшафтам Почепского ополья.

Для анализа ландшафтных закономерностей распределения  $^{137}\text{Cs}$  организована радиоэкологическая геоинформационная система, в которой используется цифровая модель рельефа (ЦМР), созданная по данным радарной съемки топографии Земли с борта «Шаттла» SRTM с разрешением около  $60 \times 90 \text{ метров}$  [22]. Загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  получено в результате обработки АГ в масштабе 1:25000 (размер пиксела  $100 \times 100 \text{ м}$ ).

Для геоинформационного моделирования распределения  $^{137}\text{Cs}$  использовано свободное открытое программное обеспечение (Open Source Initiative) SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses), получившее свое развитие в начале 2000-х как результат деятельно-



сти специалистов Геттинггенского университета по созданию новых алгоритмов для анализа пространственно распределенных данных. Функциональные возможности SAGA опубликованы в работе [36]. Подробный анализ геоинформационного моделирования латеральной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в бассейне р.Костица представлен в работе [24].



*Рисунок 13. Загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  модельного участка долины р. Коста и р. Костицы (центральная часть Брянской области). Паттерны  $^{137}\text{Cs}$  в эрозионных ландшафтах Брянского ополя*

Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  модельного участка меняется от 0,01 Ки/км<sup>2</sup> (на водоразделе — высотные уровни 180–200 м и более) до 0,85 Ки/км<sup>2</sup> (по долинам рек, как результат вторичного накопления в результате смыва в бассейне реки). Протяженность склонов достигает 2–2,5 км. Плоские междуречные равнины, а также склоновые поверхности в основном распаханы, что приводит к интенсивному развитию эрозионных процессов.

На водораздельной части участка в ее западной части видны отдельные слабо трансформированные «пятна»  $^{137}\text{Cs}$  с плотностью загрязнения выше 0,3–0,4 Ки/км<sup>2</sup> (рис. 13). Однако в целом на водоразделе преобладают участки с более низкой плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (менее 0,3–0,4 Ки/км<sup>2</sup>) — это участки пашни, на которой наблюдается интенсивный снос  $^{137}\text{Cs}$  за счет эрозионных процессов.

Для борьбы с эрозией по склонам балок и лощин были высажены посадки сосны и березы, которые выполняют роль биогеохимического барьера, перехватывая латеральные и вертикальные пото-



ки радионуклидов. Выделенные с использованием горизонталей рельефа элементы овражно-балочной сети и долины рек (рис. 13) наглядно иллюстрируют повышенную плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ . На залесенных склонах и в задернованных балочных днищах, которые служат биогеохимическими барьерами, наблюдается повышенная плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  по сравнению с прилегающими склонами, достигающая значений 0,44–0,52 Ки/км<sup>2</sup>.

Обращает внимание сильная неоднородность проявления процессов латерального переноса, которая фиксируется по разнице в плотности загрязнения в зонах смыва на пашне, и зонах накопления по долинам рек и в днищах балок.

Для учета влияния ландшафтной структуры территории (учета лесополос, различия отдельных элементов эрозионной сети) для ГИС-моделирования распределения  $^{137}\text{Cs}$  исходные данные ЦМР и АГ были пересчитаны на более детальную сетку 50x50 м (процедура даунскейлинга). Это позволило более точно отобразить распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пойме р.Костица как результат склоновых процессов в местах разгрузки балок и оврагов [49].

Эрозионный смыв имеет локальный характер (рис. 14), интенсивность которого, кроме ландшафтных факторов, в значительной степени определяется состоянием пашни (обработка, севооборот, содержание гумуса, водно-физические свойства почвы и др.). На карте (рис. 14) представлены исходные данные АГ, расстояние между точками равно 100 м.

Увеличенный фрагмент модельного участка (рис. 14) наглядно демонстрирует механизм трансформации поля загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  на пашне за счет эрозионных процессов: зоны смыва выделены коричневым цветом, зоны аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  — фиолетовым.

ГИС-моделирование позволило оценить масштабы вторичной трансформации исходного поля загрязнения. На рис. 15 выделены следующие уровни латерального смыва  $^{137}\text{Cs}$ : 0.1, 0.2, 0.3 Ки/км<sup>2</sup>. Анализ рис. 15 показывает сложный характер проявления эрозионных процессов на водораздельной и склоновой части, в результате которого наблюдаются существенные различия в смыве почвы даже в пределах однотипного ландшафта. Для эрозионных процессов характерно непостоянство пространственно-временных масштабов, связанных с периодичностью процессов эрозии в период снеготаяния и ливневых осадков. В результате общий процесс переноса почвы в ландшафте системе имеет очень сложный характер, нередко разнонаправленный в различных звеньях, что и нашло отражение



в причудливой конфигурации изолиний локального смыва  $^{137}\text{Cs}$  при трансформации паттерна радионуклидного загрязнения.

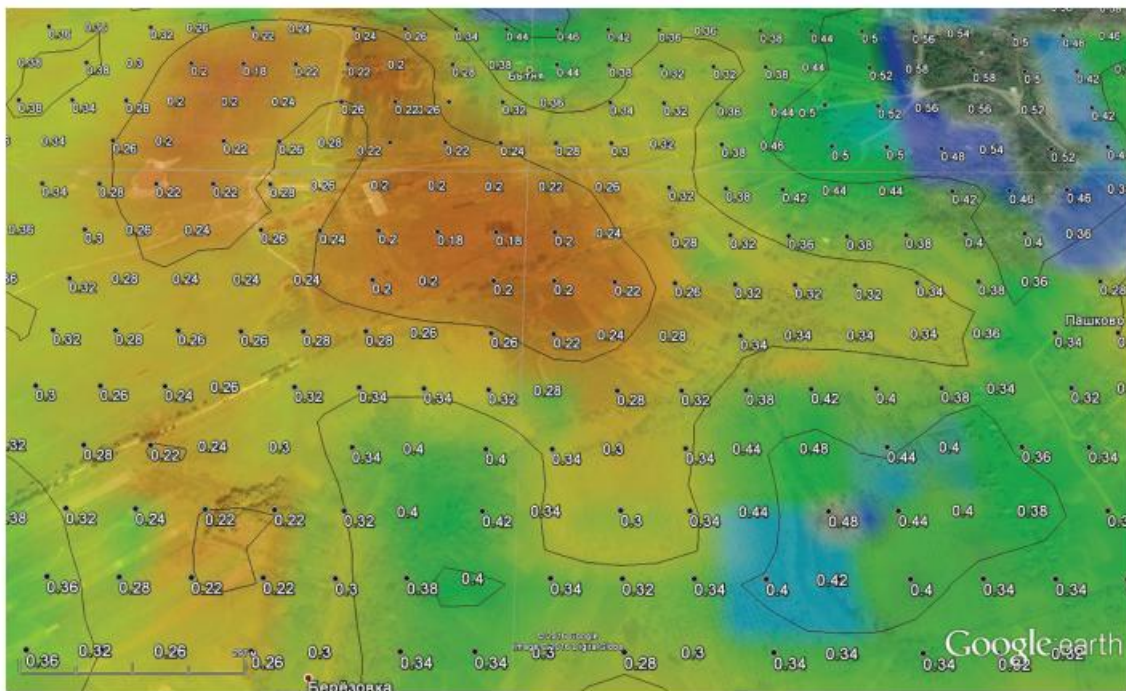


Рисунок 14. Пятнистость проявления эрозионных процессов: зоны смыва  $^{137}\text{Cs}$  (коричневый цвет) и зоны накопления  $^{137}\text{Cs}$  (фиолетовый)

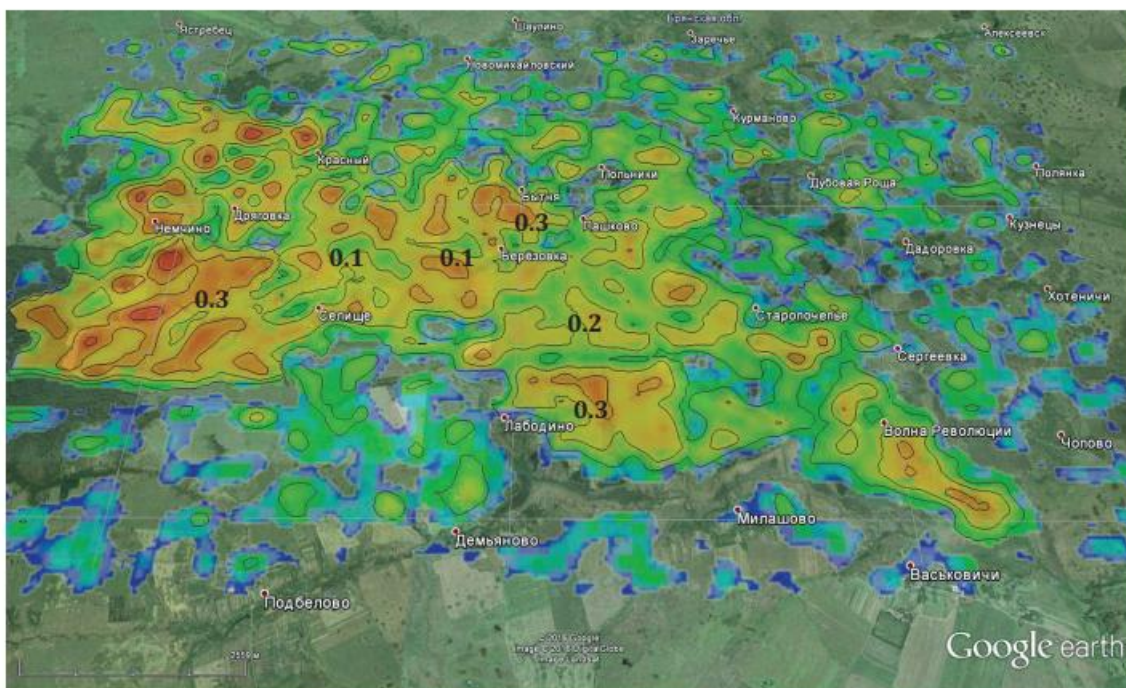


Рисунок 15. Моделирование интенсивности смыва цезия-137 ( $\text{Ки}/\text{км}^2$ ) (изолинии выделяют однородные по степени смыва участки ландшафта)



Полученные результаты характеризуют интегральный уровень латеральной миграции  $^{137}\text{Cs}$  (без учета исходной «пятнистости» загрязнения в момент аэрозольных выпадений в апреле-мае 1986 г.).

Здесь может быть приведена аналогия с валовым содержанием и подвижными формами химических элементов. В данном случае значения изолиний локального смыва  $^{137}\text{Cs}$  в абсолютных значениях ( $\text{Ки}/\text{км}^2$ ) характеризуют потенциальную часть общего запаса  $^{137}\text{Cs}$ , который мог быть перераспределен в ландшафте в результате эрозионных процессов.

### **Заключение**

Исследована многомасштабность радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в результате аварии на ЧАЭС, которая проявилась в пространственной неоднородной плотности загрязнения на разных масштабных уровнях. Генезис поля загрязнения радионуклидами определялся динамично меняющейся синоптической обстановкой (скорость и направление ветра, осадки и др.), различной интенсивностью поступления радиоактивных аэрозолей из аварийного блока в первую декаду после аварии, фракционированием изотопов на различных расстояниях от 4-го блока ЧАЭС. Поле загрязнения «чернобыльскими» радионуклидами можно рассматривать как результат суперпозиции разномасштабных уровней осаждения радиоактивных аэрозолей.

Различная шероховатость подстилающей поверхности, эрозионно-денудационных (Тульская и Калужская область) ландшафтов ополья и частично предполесских (Брянская область), где наблюдается чередование возвышенных открытых распаханых участков с фрагментами залесенных участков, также является из факторов образования неоднородных по плотности полей радиоактивного загрязнения.

Трансформация исходного поля радионуклидного загрязнения, сформировавшегося как результат осаждения радиоактивных аэрозолей в апреле-мае 1986 г., в последующие годы происходила в результате влияния ландшафтных факторов. На примере бассейна р.Костица исследованы процессы и масштабы латерального переноса  $^{137}\text{Cs}$  и его осаждения на биогеохимических барьерах.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант № 15-07-07428 и 16-05-00915.



## Список литературы

1. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины / Разработан в Институте глобального климата и экологии Росгидромета и РАН под научным руководством Ю. А. Израэля.— М.: Федеральная служба геодезии и картографии России, 1998, 143 с.
2. Атлас современных и прогнозных последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси./Под ред. Ю. А. Израэля и И. М. Богдевича.— М., Минск, Фонд “Ионосфера”, 2009, 139 с.
3. Алоян А. Е. Динамика и кинетика газовых примесей и аэрозолей в атмосфере / Курс лекций.— М.: ИВМ РАН, 2002.— 201 с.
4. Архив документов Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды//<http://rb.mchs.gov.ru/rosgidromet/Archive>. Обнинск.— НПО «Тайфун», 2016.
5. Бобовникова, Ц.И.; Махонько, К.П.; Сиверина, А.А.; Работнова, Ф.А.; Гутарева, В.П.; Волокитин, А. А. Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформациях в почве // Атом. энергия.— 1991.— Т. 71, N5.— С. 449–454.
6. Болтнева Л. И., Израэль Ю. А., Ионов В. А., Назаров И. М. Глобальное загрязнение Cs-137 и Sr-90 и дозы внешнего облучения на территории СССР. Атомная энергия, т. 42, вып.5, 1977, с. 355–360.
7. Израэль Ю. А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий.— СПб.: Прогресс-Погода, 1996.— 356 с.
8. Израэль Ю. А., Квасникова Е. В. Коллекция географических изображений полей радиоактивного загрязнения.— Известия Российской академии наук. Серия географическая, 2007, № 5, с. 7–17.
9. Израэль Ю. А., Квасникова Е. В., Назаров И. М., Фридман Ш. Д. Глобальное и региональное радиоактивное загрязнение цезием-137 европейской территории бывшего СССР.— Метеорология и гидрология, 1994, № 5, с. 5–9.
10. Израэль Ю. А., Квасникова Е. В., Линник В. Г. Радиоактивное загрязнение территории России. В кн.: Изменение природной среды в XX веке. М.: МОЛНИЕТ, 2012, с. 202–220. ISBN9785990342248
11. Израэль Ю. А., Петров В. Н., Северов Д. А. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология.— № 7.— М.: Планета, 1987.— С. 5–12.



12. Имшенник Е. В. Картографическое прогнозирование загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  наиболее пострадавших в результате аварии на ЧАЭС регионов России: Автореф. канд. геогр. наук. М., 2011. 30 с.
13. Имшенник Е. В., Квасникова Е. В. Прогнозное картографирование полей радиоактивного загрязнения, сложившихся в прошлом. — Метеорология и гидрология. 2010, № 12, с. 42–49.
14. Квасникова Е. В., Жукова О. М., Борисенко Е. Н., Симонов А. Е., Травникова И. Г., Кравцова О. С. Самоочищение почв от  $^{137}\text{Cs}$  в Брянском Полесье под действием ландшафтных факторов. — Известия Российской академии наук, Серия географическая, 2006, № 4, с. 99–107.
15. Квасникова Е. В., Жукова О. М., Стукин Е. Д., Борисенко Е. Н., Самонов А. Е. Роль ландшафтных факторов в изменении поля радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в Брянском Полесье. — Метеорология и гидрология, 2005, № 6, с. 83–91.
16. Квасникова Е. В., Пегоев А. Н., Стукин Е. Д. Современный радионуклидный состав чернобыльских выпадений на разном удалении от места аварии. — Труды международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», 24–26 апреля 2000 г., Москва. Т. 1. — СПб, Гидрометеиздат, 2000, с. 172–177.
17. Квасникова Е. В., Стукин Е. Д., Голосов В. Н. Неравномерность загрязнения цезием-137 территорий, расположенных на большом расстоянии от Чернобыльской АЭС // Метеорол. и гидрол. — 1999. — № 2. — С. 5–11.
18. Квасникова Е. В., Стукин Е. Д., Фридман Ш. Д., Шушарина Н. М. Первичное радиоэкологическое районирование территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. — Геохимия. 1993, № 7, с. 1030–1043.
19. Линник В. Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук / Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова (МГУ). Москва, 2008. — 40 с.
20. Линник В. Г., Говорун А. П., Моисеенко Ф. В. Латеральная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в агроценозах долины р.Ипать в Брянской области // Геохимия биосферы (к 90-летию А. И. Перельмана). Сборник докладов Международной научной конференции. Москва, 15–18 ноября 2006 г. Смоленск, Ойкумена, 2006. С. 199–201.
21. Линник В. Г., Говорун А. П., Моисеенко Ф. В., Белоус Н. М. Исследование характера загрязнения Cs-137 пойменных лугов р.Ипать (по результатам радиометрических исследований 2001 г.).



В кн.: Повышение плодородия, продуктивности дерново-подзолистых песчаных почв и реабилитация радиационно загрязненных сельскохозяйственных угодий. М.: «Агроконсалт», 2002, 125–145.

22. Линник В. Г., Соколов А. В. Организация радиэкологической геоинформационной системы Брянской области с использованием радарных высотных данных SRTM и результатов аэрогаммасъемки//Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. Сборник тезисов докладов VIII открытой Всероссийской конференции. Институт космических исследований РАН. Москва, 15–19 ноября 2010 г. С. 256–257.

23. Линник В. Г., Соколов А. В., Соколов П. В. Мультимасштабные уровни загрязнения Cs-137 ландшафтов Брянской области//Тезисы докладов Научно-практической конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. 19–21 апреля 2016 г. ФГБУ «НПО Тайфун», г. Обнинск, с. 70.

24. Линник В. Г., Соколов А. В., Мироненко И. В. Паттерны  $^{137}\text{Cs}$  и их трансформация в ландшафтах ополья Брянской области//Современные тенденции развития биогеохимии (Тр. Биогеохим. Лаб.; Т. 25. 2016. С. 423–434.

25. Наац В. И., Наац И. Э. Математические модели и численные методы в задачах экологического мониторинга атмосферы. — М.: ФИЗМАТЛИТ, 2010. 328 с.

26. Огородников Б. И., Пазухин Э. М., Ключников А. А. Радиоактивные аэрозоли объекта «Укрытие»: 1986–2006 гг.: монография. НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС.—Чернобыль (Киев, обл.): Ин-т проблем безопасности АЭС, 2008.— 456 с. ISBN978–966–02–4899–1

27. Стыро Б. И. Самоочищение атмосферы от радиоактивных загрязнений. Л., Гидрометеиздат, 1968, 293 с.

28. Талерко Н. Н. Реконструкция динамики радиоактивного загрязнения территории Беларуси  $^{131}\text{I}$  вследствие Чернобыльской аварии на основе моделирования атмосферного переноса радионуклидов// Проблемы безопасности атомных электростанций и Чернобыля. 2011. Вып. 16. С. 77–85.

29. Талерко Н. Н. Реконструкция и прогнозирование радиоактивного загрязнения вследствие коммунальной радиационной аварии с помощью моделирования атмосферного переноса (на примере аварии на Чернобыльской АЭС). — На правах рукописи. Диссертация на соискание ученой степени доктора технических наук по специальности 21.06.01 экологическая безопас-



ность. Институт проблем безопасности атомных электростанций НАН Украины; г. Киев, 2011 г. — 37 с.

30. Шершаков В. М., Косых В. С., Бородин Р. В., Годько А. М., Баранов А. Ю., Мелешкин М. А. Компьютерное информационное обеспечение решения задач радиозэкологического анализа. В сб.: Эколого-геофизические аспекты ядерных аварий. Москва, Гидрометеиздат, 1993

31. Anttila, P., Kulmala, M., & Raunema, T. (1987). Dry and wet deposition of chernobyl aerosols in Southern Finland. *Journal of Aerosol Science*, 18(6), 939–942

32. Beamish, D., 2013. Gamma ray attenuation in the soils of Northern Ireland, with special reference to peat. *Journal of Environmental Radioactivity*, 115, 13–27.

33. Borzilov V. A., Klepikova N. V., Effect of meteorological conditions and release composition on radionuclide deposition after the Chernobyl accident//The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 47–68

34. Cederwall, R.T., Peterson, K.R., 1990. Meteorological modeling of arrival and deposition of fallout at intermediate distances downwind of the Nevada Test Site//*Health Phys.* 59, 593–601.

35. Clark M. J., Smith F. B. Wet and dry deposition of Chernobyl releases//*Nature* 332, 245–249 (17 March 1988); doi:10.1038/332245a0

36. Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., and Böhner, J.: System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, *Geosci. Model Dev.*, 8, 1991–2007,

37. De Cort, M., Dubois, G., Fridman, Sh. D., Germenchuk, M. G., Izrael, Yu. A., Janssens, A., Jones, A. R., Kelly, G. N., Kvasnikova, E. V., Matveenko, I. I., Nazarov, I. M., Pokumeiko, Yu. M., Sitak, V. A., Stukin, E. D., Tabachny, L. Ya., Tsaturov, Yu. S., and Avdyushin, S. I.: Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities 1998, ISBN92-828-3140-X, Catalogue number CG-NA-16-733-29-C. EUR16733, 1–63, 1998.

38. Draxler, R.R., and G.D. Hess, 1998: An overview of the HYSPLIT\_4 modeling system of trajectories, dispersion, and deposition. *Aust. Meteor. Mag.*, 47, 295–308.

39. Drovnikov, V.V., Egorov, N.Y., Kovalenko, V.V., Serboulov, Y.A., Zadorozhny, Y.A., 1997. Some results of the airborne high energy resolution gamma-spectrometry application for the research of the USSR European territory radioactive contamination in 1986 caused by the Chernobyl accident. — *J. Environ. Radioact.* 37, 223–234.



40. Drozdovitch, V., Zhukova, O., Germenchuk, M., Khrutchinsky, A., Kukhta, T., Luckyanov, N., Minenko, V., Podgaiskaya, M., Savkin, M., Vakulovsky, S., Voillequ\_e, P., Bouville, A., 2013. Database of meteorological and radiation measurements made in Belarus during the first three months following the Chernobyl accident// *J. Environ. Radioact.* 116, 84–92.
41. Evangelidou N. et al.: Simulations of the transport and deposition of  $^{137}\text{Cs}$  after Chernobyl//*Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7183–7198, 2013.
42. Evangelidou, N., et al., Reconstructing the Chernobyl Nuclear Power Plant (CNPP) accident 30 years after. A unique database of air concentration and deposition measurements over Europe//*Environmental Pollution* (2016), <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.030>
43. Gonze, M-A., P. Renaud, I. Korsakissok, H. Kato, T. Hinton, C. Murlon, M. Simon-Cornu. 2014. Assessment of dry and wet atmospheric deposits of radioactive aerosols: Application to Fukushima radiocaesium fallout. *Env. Sci & Tech.* 48:11268–76.
44. Hilton, J., Cambray, R.S., Green, N., Fractionation of radioactive caesium in airborne particles containing bomb fallout, Chernobyl fallout, and atmospheric material from the Sellafield site// *J. Environ. Radioact.* 15 (1992) 103–108.
45. Kinser A. M. Unpublished Masters Thesis. Air Force Institute of Technology Wright-Patterson Air Force Base; Ohio: 2001. Simulating wet deposition of radiocesium from the Chernobyl accident.—124 p.
46. Levi H. W. Radioactive Deposition in Europe after the Chernobyl Accident and its Long-Term Consequence// *Ecological Research*, 6:201–216, 1991.
47. Livens, F.R., Fowler, D. & Horrill, A.D. 1992. Wet and dry deposition of  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  at an upland site in northern England. *Journal of Environmental Radioactivity*, **16**, 243–254.
48. Vitaly Linnik and Alexander Sokolov Multiscale structure of Cs-137 soil contamination on the Bryansk Region (Russia) due to the accident at the Chernobyl NPP//EGU General Assembly 2013, held 7–12 April, 2013 in Vienna, Austria, id. EGU2013–6820.
49. Vitaly Linnik, Kristina Nenko, Alexander Sokolov, and Anatoly Saveliev Estimation of Cs-137 hillslope patterns of Polesje landscapes using geo-information modeling techniques (on example of the Bryansk region)// *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 17, EGU2015–4954, 2015. EGU General Assembly 2015.
50. Paatero Jussi, Kaarle Hämeri, Matti Jantunen, Pertti Hari, Christer Persson, Markku Kulmala, Rolf Mattsson, Hans-Christen Hansson, and Taisto Raunemaa Chernobyl Observations in Finland and Swe-



den / In: Ch12. Aerosol Science and Technology: History and Reviews Edited by David S. Ensor. RTI Press 2011. p. 339–366.

51. Petropoulos N. P., Hinis E. P., and S. E. Simopoulos Cs-137 Chernobyl fallout in Greece and its associated radiological impact// NRE VI, International Symposium, June 5–9, 1995, Montreal, ENVIRONMENT INTERNATIONAL, Vol. 22, Suppl. 1, pp. S369-S373, 1996

52. Roed J. Deposition and removal of radioactive substances in an urban area, In: Tveten U. (Ed.). Final Report of the NKA Project AKTU-245, October 1990.

53. Simopoulos S. E. Soil sampling and Cs-137 analysis of the Chernobyl fallout in Greece//Appl. Radiat. Isot. Vol. 40, No. 7, pp. 607–613, 1989.

54. Scheib C., Beamish D. (2010) High spatial resolution observations of  $^{137}\text{Cs}$  in northern Britain and Ireland from airborne geophysical survey. *Journal of Environmental Radioactivity* 101:9, 670–680.

55. Shershakov V. M., Kosykh V. S. Borodin R. V. Radioecological Analysis Support System (RECASS). Radiation Protection Dosimetry, 1993, Vol.50, N2–4: 181–184.

56. Shershakov V. M., Trakhtengerts E. A. Development of the RODOS/RECASS system as a distributed, decision making support system in an emergency. // Radiation Protecting Dosimetry. Vol.64, № 1,2, p.143–147,1996.



# РЕТРОСПЕКТИВНАЯ РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОСТУПЛЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 С РАЦИОНОМ ПИТАНИЯ В ОРГАНИЗМ ЖИТЕЛЕЙ АЛТАЙСКОГО КРАЯ

Н. А. Мешков, Е. А. Вальцева

*Федеральное государственное бюджетное учреждение  
«Научно-исследовательский институт экологии человека  
и гигиены окружающей среды им. А. Н. Сысина» Министерства  
здравоохранения Российской Федерации, г. Москва.*

## Резюме

Радиоактивные выпадения вследствие атмосферных ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне привели к локальным загрязнениям почвенного покрова  $^{137}\text{Cs}$  на территории Алтайского края и Горного Алтая. Выполнен ретроспективный анализ удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в пищевых продуктах, произведенных на этих территориях. Установлено, что основной вклад при поступлении в организм взрослого населения с рационом питания вносит  $^{137}\text{Cs}$ , содержащийся в мясе.

## Введение

Результатом радиоэкологических исследований на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие атмосферных ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне (СИП), стали сведения о распределении долгоживущих радионуклидов, в частности  $^{137}\text{Cs}$ , в основных пищевых продуктах, входящих в рацион питания местного населения.

Радиоактивность почвы, воздуха, воды и пищевых продуктов определяется в основном природными изотопами и радионуклидами, поступавшими в окружающую среду в период испытаний ядерных устройств на СИП или вследствие радиационных аварий. Ядерные испытания в атмосфере завершились в 1963 году, но вероятность возникновения радиационных аварий продолжает сохраняться и в наше время.

В связи с этим оценка путей поступления радиоактивных веществ в организм человека и их вклада в дозу облучения продолжает оставаться актуальной.

Основными источниками поступления  $^{137}\text{Cs}$  в организм человека являются продукты питания животного и растительного происхождения (молочные и зерновые). Содержание радиоцезия в литре коровьего молока составляло 0,8–1,1% от суточного по-



ступления [1–3]. В организм жителей, проживающих на территориях, подвергавшихся радиационному воздействию в период ядерных испытаний на СИП, с молоком поступало 77,015 Бк/год  $^{137}\text{Cs}$ , с мясом — 75,1 Бк/год [4].

Целью работы явилась ретроспективная оценка возможных путей поступления  $^{137}\text{Cs}$  в организм человека с продуктами питания местного производства на территориях, подвергшейся радиоактивному загрязнению в период атмосферных испытаний ядерных устройств на Семипалатинском полигоне.

### **Материалы и методы исследования**

Исследование включало ретроспективный анализ поступления радиоцезия в организм взрослого населения сельских районов Республики Алтай и Алтайского края с продуктами питания.

Объектом исследований являлась удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в основных пищевых продуктах, составляющих рацион питания взрослого населения территорий, над которыми проходили следы ядерных взрывов, произведенных на СИП в период атмосферных испытаний.

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в пищевых продуктах изучали по данным радиационного контроля, выполнявшегося радиологической группой СЭС Алтайского края. Была проанализирована динамика удельной активности радиоактивного цезия в хлебе, молоке, картофеле и мясе (говядина и баранина), произведенных и выращенных на территории Алтайского края и Горного Алтая за период с 1966 по 1985 год [5].

### **Результаты исследований**

Анализ динамики средней удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в зерне пшеницы в период 1966–1974 гг. показал, что к 1974 г. произошло значительное снижение уровней содержания этого радионуклида. На протяжении всего периода в Горном Алтае и в Алтайском крае наблюдалось постепенное снижение удельной активности цезия-137 в хлебе, особенно выраженное до начала семидесятых годов. Затем его содержание стабилизировалось на уровне 0,07–0,11 Бк/кг. Динамика удельной активности цезия-137 в хлебе в период с 1966 по 1985 гг. представлена на рис. 1.

Как показано на рис. 1, резкое снижение удельной активности цезия-137 наблюдалось в 1967 г. и продолжалось с меньшим тем-



пом до 1974 г. Базисные коэффициенты прироста (КП) в 1967 г. составили в Республике Алтай и Алтайском крае соответственно -0,70 и -0,73, а в 1974 — -0,94 и -0,96. Цепные КП в 1974 году составили -0,60 и -0,73, то есть в Алтайском крае снижение было более выраженным. Средние темпы прироста (ТП) на обеих территориях сопоставимы: -18,9 и -19,5%.

Динамика удельной активности цезия-137 в говядине представлена на рис. 2.

На рис. 2 показано, что выраженное снижение удельной активности цезия-137 в говядине наблюдалось вплоть до 1968 г., и продолжалось с меньшим темпом до 1976 г. Базисные КП в 1968 г. составили в Республике Алтай и Алтайском крае соответственно -0,68 и -0,67, а цепные — -0,47 и -0,43. В РА наблюдались 2 пика удельной активности цезия-137 — в 1977-1979 и 1981 гг. Базисные темпы роста (ТР) составили соответственно 27,4% в 1977 г. и 20,5% в 1979 и 1981 гг. Средний ТП в Республике Алтай на 3% выше, чем в Алтайском крае.

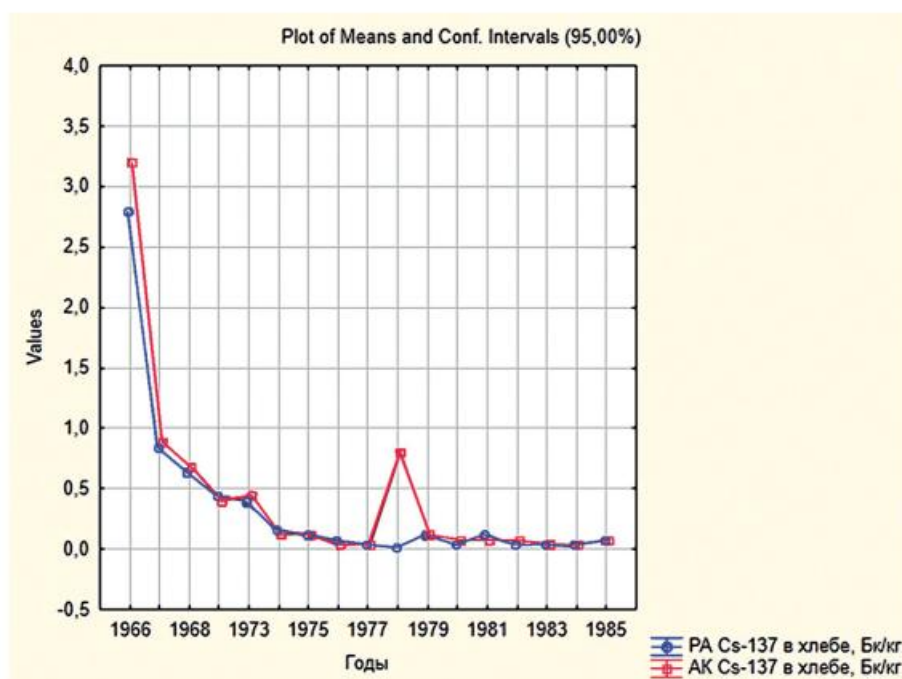


Рисунок 1. Динамика удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в хлебе в Республике Алтай и в Алтайском крае в 1966–1985 гг., Бк/кг. По оси абсцисс — годы; по оси ординат — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в хлебе (Бк/кг)

Динамика удельной активности цезия-137 в баранине (рис. 3) существенно отличалась от динамики в хлебе и говядине.



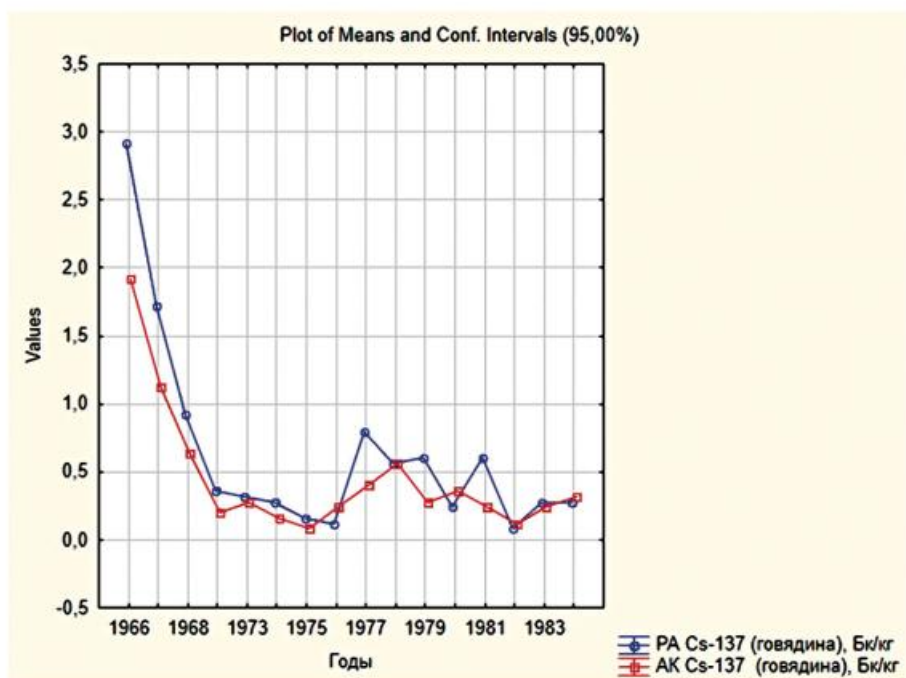


Рисунок 2. Динамика удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в мясе (говядина) в Республике Алтай и в Алтайском крае в 1966–1984 гг., Бк/кг. По оси абсцисс — годы; по оси ординат — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в говяжьем мясе (Бк/кг)

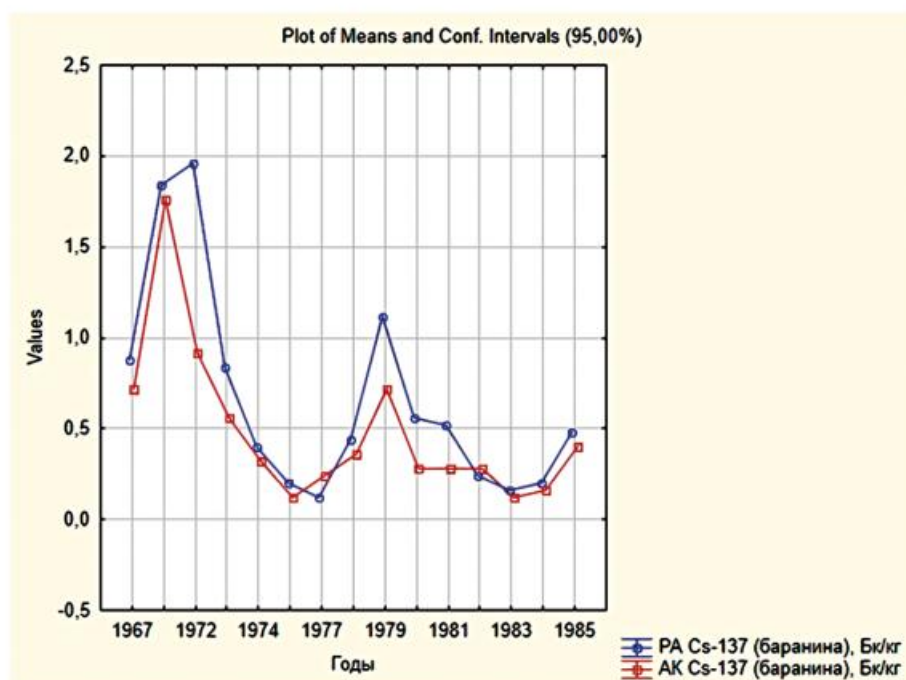


Рисунок 3. Динамика удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в мясе (баранина) в Республике Алтай и в Алтайском крае в 1967–1985 гг., Бк/кг. По оси абсцисс — годы; по оси ординат — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в баранине (Бк/кг)



На рис. 3 видно, что в Республике Алтай пики удельной активности цезия-137 в баранине наблюдались в 1968–1972 и в 1979 гг. — базисные ТР соответственно 65,7%, 70,0 и 40,0%, а в Алтайском крае — в 1968 и 1979 гг. (ТР=55,0 и 22,5%). Средние ТП на обеих территориях составили соответственно –4,0 и –3,8%.

Сравнительный анализ средних значений удельной активности цезия-137 в хлебе и мясе (говядине и баранине) представлен на рис. 4.

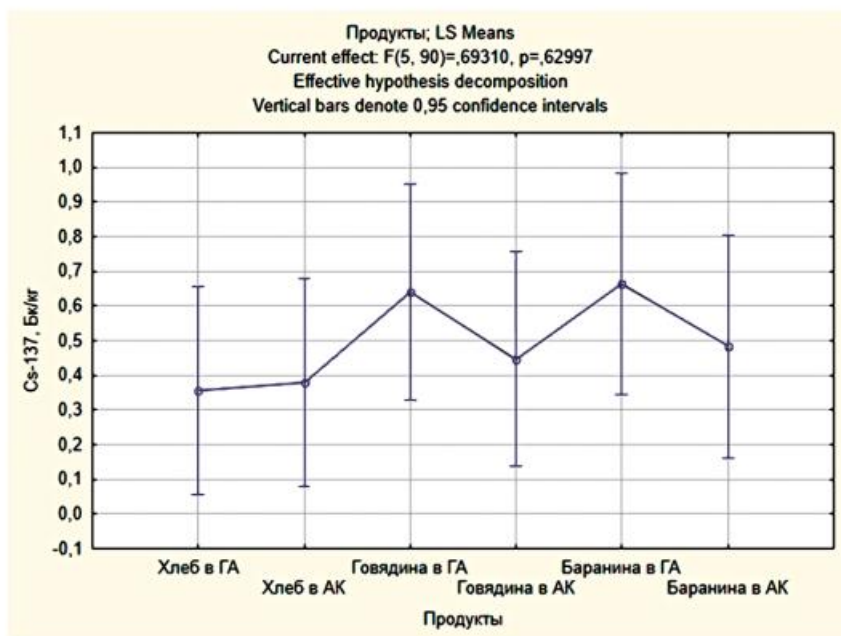


Рисунок 4. Средняя удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в хлебе и мясе (говядине и баранине) в Горном Алтае и в Алтайском крае в 1967–1985 гг., Бк/кг

На рис. 4 показано, что в Горном Алтае удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  снижена в хлебе и повышена в мясе, но эти различия не достигают достоверных значений.

Средняя удельная активность цезия-137 в картофеле в изучаемом периоде составляла 0,08 Бк/кг, то есть была незначительно выше предела обнаружения.

Среднегодовое поступление  $^{137}\text{Cs}$  в организм населения Горного Алтая в 1981–1985 г. с основными пищевыми продуктами и в целом с рационом питания представлено на рис. 5.

Как показано на рис. 5, среди пищевых продуктов на 1-м месте по удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  находится мясо, на 2-м — молоко, хотя различие между этими продуктами по рассматриваемому показателю не достигает достоверного уровня ( $p < 0,07$ ).



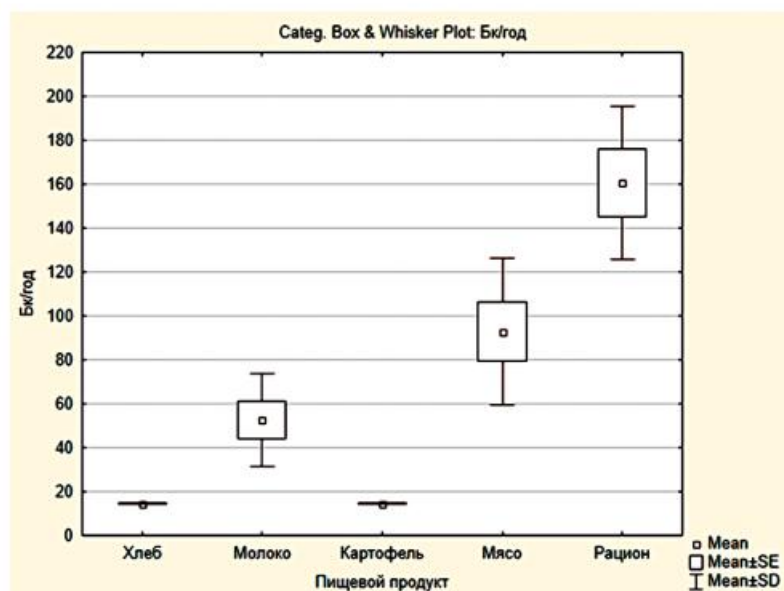


Рисунок 5. Среднегодовое поступление <sup>137</sup>Cs в организм взрослого населения Горного Алтая с основными пищевыми продуктами и рационом питания в период в 1981–1985 гг., Бк/год

Характеристика вклада среднегодового поступления <sup>137</sup>Cs в организм взрослых жителей Горного Алтая с основными пищевыми продуктами в 1981–1985 гг. представлена на рис. 6.

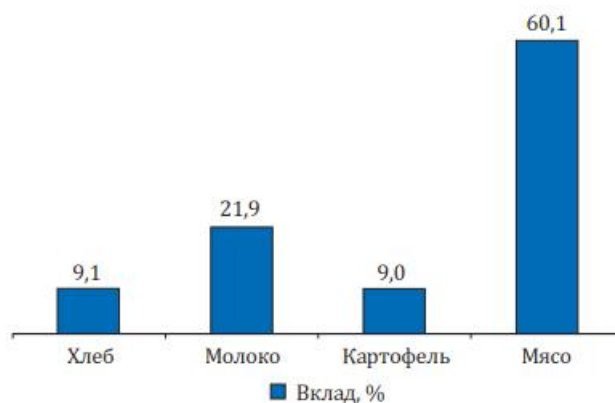


Рисунок 6. Вклад в среднегодовое поступление <sup>137</sup>Cs в организм взрослого населения Республики Алтай с основными пищевыми продуктами, %

Как показано на рис. 6, более 53% <sup>137</sup>Cs поступает в организм взрослого населения с мясом, с молоком — почти в 1,8 раза меньше ( $p < 0,07$ ).

Уровни годового поступления сравнивались с пределом годового поступления (ПГП) через органы пищеварения для ограничен-



ной части населения (категория Б) согласно действовавшим на тот период Нормам радиационной безопасности [6], который для цезия-137 составлял 12 мкКи (444 кБк). Сравнение показало, что реализовавшееся годовое поступление в организм взрослого населения Республики Алтай составляло для  $^{137}\text{Cs}$  всего лишь 0,05% ПГП.

### **Выводы**

1. В динамике удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  можно выделить два этапа: 1-й этап 1966–1973 гг., 2-й — 1974–1985 гг., которые отчетливо прослеживаются в динамике  $^{137}\text{Cs}$  в хлебе. В мясе, как в говяжьем, так и в бараньем, наблюдалось 2 пика подъема удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  — в 1968–1972 гг. и в 1979 г.

2. В Горном Алтае по сравнению с Алтайским краем удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в хлебе снижена, а в мясе (говядине и баранине) повышена, но статистически значимых различий не установлено.

3. Среди пищевых продуктов, входящих в рацион питания населения Горного Алтая, 1-е место по удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  занимает мясо, 2-е — молоко. Вклад этих продуктов в рацион питания составляет соответственно 53,3% и 30,1%.

4. Уровни годового поступления для ограниченной части населения (категория Б) согласно действовавшим на тот период Нормам радиационной безопасности НРБ-76/87 составляли всего лишь 0,05% предела годового поступления через органы пищеварения.

### **Список литературы**

1. Василенко И. Я. Вопросы питания. 1988. № 4. С. 4–11.
2. Василенко И. Я. Природа. 1999. № 3.
3. Василенко И. Я., Василенко О. И. Радиоактивный цезий. Энергия: экономика, техника, экология. 2001. № 7. С. 16–22.
4. Ибадильдин А. С., Малгаждаров М. С., Амантаева К. К. Показатели удельной активности радионуклидов, поступающих с продуктами животного происхождения в организм людей, проживающих в Семипалатинском регионе. Клин. Мед. (Новгород). 2005. № 11. С. 6–8.
5. Радиоэкологические и медико-биологические последствия радиационного воздействия / Н. А. Мешков [и др.]; Науч.-исслед. ин-т экологии человека и гигиены окружающей среды им. А. Н. Сысина, Рос. мед. акад. последиплом. образования, Рос. акад. наук, Сиб. отд-ние, Ин-т вод. и экол. проблем. СПб.: Наука, 2012. 234 с.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-76/87).



## **О ПРОГНОЗИРОВАНИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕК ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ**

М. А. Новицкий  
*ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск*

В результате аварии на ЧАЭС реки, протекающие по территории, подвергшейся воздействию аварии, подверглись радиоактивному загрязнению. Особую важность представляла проблема радиоактивного загрязнения водоемов бассейна р. Днепр, поскольку это основной источник воды на Украине. В первые дни после аварии произошло относительно непродолжительное повышение концентрации радионуклидов в воде, обусловленное прямым выпадением радиоактивных аэрозолей на водную поверхность. Динамика уровней загрязнения в этот период определялась плотностью выпадений, физико-химическими свойствами аэрозолей и гидрологией. Как стало известно, в конце мая 1986 года прямые выпадения радионуклидов на реки прекратились, и поэтому на долгие годы (для долгоживущих радионуклидов) концентрации в воде будут определяться так называемыми вторичными процессами: поступлением из донных отложений, смывом с загрязненных территорий водосборов, ветровым переносом с загрязненных участков на водную поверхность. Процессы смыва дождевыми и талыми водами оценивались как наиболее опасные. Для учета всей совокупности процессов, приводящих к вторичному загрязнению рек, необходимо было получить представление о поведении радионуклидов в почве водосбора, в речном потоке и в донных отложениях водоемов. Для математического описания пространственно неоднородной по почвенным и гидрологическим характеристикам, а также по плотности загрязнения радионуклидами системы было решено использовать разбиение поверхности суши на квазиоднородные участки, а русловой системы — на ряд участков. Тогда, если разбиение поверхности суши на участки осуществлять по линиям водоразделов, то каждый участок суши или реки может моделироваться независимо от других, за исключением учета вкладов от участков, расположенных выше по течению. Подобный принцип использовался нами ранее для описания поведения пестицидов, используемых в сельском хозяйстве. Для вычисления потоков радионуклидов с территорий водосборов необходимо знать плотности их загрязнения. Поскольку в пер-



вый период после аварии уровни загрязнения территории различными радионуклидами не были еще детально изучены, то для определения плотности загрязнения использовались данные гамма-съемки, которые благодаря относительной простоте оперативных измерений были доступны уже в первые недели после аварии. Были также очень оперативно измерены коэффициенты пересчета уровней гамма-загрязнения в плотности загрязнения территории долгоживущими радионуклидами цезием-137 и стронцием-90 (когда в дальнейшем появились детальные данные измерений загрязнения соответствующими радионуклидами, выяснилось, что сделанные на начальном этапе оценки плотностей загрязнения по измерениям гамма-излучения не имели значительных ошибок). Следующим шагом было разбиение территории, для которой следовало делать прогнозы, на водосборы. Это пришлось делать вручную по бумажным картам максимально доступного в то время разрешения. (Цифровых карт тогда у нас еще не было, только появились в институте предоставленные вышестоящими инстанциями в связи с аварией первые персоналки, насколько помню, 4 штуки АТ-286, нам выделили одну из них, но большую часть расчетов мы выполняли на имевшейся в институте ЕС-1050). Для каждого водосбора был рассчитан запас представляющего интерес радионуклида.

Для оперативного получения интегральных характеристик смыва радионуклидов поверхностным стоком были организованы специальные полевые эксперименты на территории тридцатикилометровой зоны. Ввиду оперативного характера работ (первые данные должны были быть получены до наступления осеннего паводка, т.е. летом 1986 г.) экспериментальные исследования дождевого смыва радионуклидов проводились методом искусственного дождевания стоковых площадок, специально оборудованных на участках склонов типичных водосборов тридцатикилометровой зоны ЧАЭС.

Основной количественной характеристикой смыва радионуклидов поверхностным стоком является коэффициент смыва, представляющий собой долю запаса радионуклида на водосборе, поступившего с поверхностным стоком в водоем. Поскольку радионуклид может поступать в водоём как в растворенном виде, так и на взвесах, коэффициент смыва следует представлять в виде двух компонент — коэффициента смыва радионуклида в растворенном виде и на твердых частицах взвеси. Целя-



ми проводимых экспериментов были определение коэффициентов смыва стронция и цезия для единичных событий стокообразующего дождя и параметризация процесса смыва этих нуклидов через гидрологические характеристики как единичного события поверхностного стока, так и за период осеннего паводка, весеннего половодья или целого года. Экспериментальные площадки выбирались с учетом типичных величин уклонов в рассматриваемом районе и основных типов почв. Активную роль в выборе площадок играли гидрологи-исследователи из Киева, имеющие опыт работ по изучению поверхностного стока. Все выбранные площадки в экспериментах 1986 г. находились в пойме рек Припять и Уж. Это связано с необходимостью водозабора из рек для искусственного дождевания. Дождевание осуществляли при помощи трех дальноструйных распылителей, применяемых в противопожарной технике. Направленная вверх под углом распыленная струя на высоте выше 10 м теряла скорость, а отдельные капли в свободном падении достигали поверхности площадки, образуя искусственный дождь. Площади площадок были от 50 до 400 м<sup>2</sup>. Измерялись интенсивность дождя, поверхностный и внутрипочвенный стоки. Анализ полученных данных показал, что в условиях недостаточного увлажнения почвы, характерного для июля 1986 г., формируется незначительный поверхностный сток. Начальные потери на впитывание составляли 50–70% суммы выпавших осадков. При выпадении осадков на увлажненную почву сток увеличивался. При проведении осенних экспериментов наблюдались намного большие значения коэффициентов поверхностного стока, близкие к среднегодовым значениям для этого района. Но поскольку интересовал коэффициент смыва радионуклидов, который нормировался на величину стока, такое различие не играло существенного значения. (Жидкий сток определяет коэффициент смыва радионуклидов в растворенном состоянии, масса твердого стока определяет коэффициент смыва радионуклидов в сорбированном на взвеси состоянии.)

Анализ данных экспериментов показал, что смыв стронция происходит в основном в растворенном состоянии, основная доля цезия смывается на взвесах. Измеренные коэффициенты смыва использовались при подготовке прогнозов загрязнения рек в период осенних дождевых паводков.

С целью измерения коэффициентов смыва радионуклидов в период весеннего половодья 1987 г. были проведены натурные



экспериментальные исследования на стоковых площадках, как и на тех же, которые использовались при исследованиях дождевого стока, так и на других, поскольку не было ограничения расположения вблизи источника воды. Во время весенних экспериментов проводились наблюдения за естественным процессом талого стока, происходящим в результате таяния снежного покрова. Поэтому площадки можно было расположить в любом подходящем месте. В периоды таяния снега проводились наблюдения за изменением величины снежного покрова, измерялась интенсивность стока.

Сравнение данных по дождевому и талому стоку показало, что смыв талым стоком происходит в значительно меньшей степени. Это связано с тем, что талый сток формируется при температуре примерно на  $20^{\circ}\text{C}$  ниже, чем дождевой. При понижении температуры сорбционно-десорбционное равновесие смещается в сторону сорбированного состояния и меньшие количества радионуклидов переходят в поверхностный сток из почвы. Кроме того, условия полного или частичного промерзания почвы затрудняют вынос взвесей с поверхностным стоком в период таяния. Это также уменьшает общий смыв радионуклидов как на твердых частицах, так и в растворе, поскольку концентрации в растворе определяются в том числе и их десорбцией из взвесей.

Для оценки смыва цезия-137 с поймы рек в ранний период после аварии были организованы специальные лабораторные эксперименты. В бак (размером 70 на 70 на 50 см<sup>3</sup>) помещался почвенный монолит, взятый на пойме реки Припять. Сверху бак заливался водой. Периодически вода в баке перемешивалась. Измерения радиоактивности нормировались на плотность загрязнения почвенного монолита. Анализ показал, что коэффициент смыва вначале пропорционален первой степени времени стояния воды, а после 19 суток стояния воды начал уменьшаться. Для объяснения такого поведения была построена математическая модель десорбции, которая использовалась при прогнозах концентрации цезия в водных объектах (отчет 1992).

На основании анализа данных полевых и лабораторных экспериментов были выработаны следующие представления о формировании концентрации долгоживущих радионуклидов в поверхностном стоке дождевых и талых вод: — радионуклиды в почве находятся в необменном и обменном состояниях; необменное состояние в свою очередь включает необратимо сорбированную почвой часть радионуклидов и часть находящуюся в составе нера-



створимых аэрозольных частиц (в том числе частиц топлива); — радионуклиды в необменном состоянии находятся в верхнем слое почвы толщиной примерно 0,5 см и не мигрируют по профилю почвы; радионуклиды, находящиеся в обменном состоянии, мигрируют по профилю почвы по механизму конвективной диффузии; — смыв радионуклидов с частицами почвы происходит в необратимо сорбированной и обменной формах; нерастворимые формы не смываются; коэффициент смыва пропорционален массе смытой почвы; — смыв радионуклидов в растворенном состоянии обусловлен фильтрацией всего объема поверхностных вод через поверхностный слой почвы толщиной примерно 1 см и десорбцией в этот объем обменных форм; — в весеннее время при формировании талого стока по промерзлой почве коэффициент жидкого смыва уменьшается на порядок вследствие уменьшения эффективного объема вод, взаимодействующих с почвой.

Эти представления легли в основу картирования тридцатикилометровой зоны по коэффициентам смыва по всем водосборам зоны.

Для расчетов переноса радионуклидов использовалась математическая модель, подобная использовавшейся нами ранее при расчетах переноса химикатов по Рейну после Базельской аварии. Набор входных параметров, естественно, был другим. Процессы обмена радионуклидами между водным потоком и дном включают осаждение и взмучивание загрязненных наносов и диффузию через поверхность дна. Предполагалось, что поступление радионуклидов равномерно распределено по длине участка реки, протекающего по малому водосбору. Гидрологическими параметрами малых водосборов, определяющими смыв, являлись объем поверхностного стока воды, обусловленного дождем или таянием снега, и масса смытой почвы. Границы территории, для которой проводилось моделирование, были выбраны за пределами загрязненной зоны, чтобы учесть вклад малых уровней загрязнения на относительно больших площадях в величину выноса радионуклидов в Киевское водохранилище. Вся площадь определенной таким образом территории была разбита на 37 малых водосборов, что обусловлено топографией местности. Плотности загрязнения для каждого водосбора были заданы по детальным картам загрязнения тридцатикилометровой зоны стронцием и цезием. Прямых измерений параметров, определяющих физико-химические свойства радионуклидов в реках, тогда не производилось, поэтому было принято, что в начальный момент вре-



мени после формирования загрязнения характеристики загрязнения почвы малых водосборов и донных отложений протекающих по ним рек совпадали.

Для подготовки прогноза радиационной обстановки на реках тридцатикилометровой зоны во время весеннего половодья 1987 года в целях получения максимальной оценки смыва радионуклидов пренебрегли вертикальным переносом радионуклидов в почве водосборов. Ожидаемые величины и жидкого, и твердого стока прогнозировались гидрологами ГТИ и УкрНИИ Госкомгидромета на основе данных многолетних наблюдений с учетом конкретных метеорологических условий. По мере приближения паводка гидрологический прогноз уточнялся с учетом реально складывающейся метеоситуации.

Модель использовалась для подготовки прогноза радиационной обстановки на реках загрязненной зоны. Данные наблюдений за уровнями загрязнения рек весной 1987 г. показали, что прогноз оправдался. Уровни концентраций радионуклидов в реках оказались значительно ниже допустимых значений. Основная причина завышения выноса радионуклидов была обусловлена тем, что прогноз предполагал повышение концентрации в р. Припяти за счет выхода вод на пойму и десорбции радионуклидов из дна поймы в воду. Однако из-за маловодности паводка выхода вод р. Припять на пойму не наблюдалось.

Отмечу, что в ходе работ по прогнозу загрязнения водных объектов после Чернобыльской аварии пришлось выполнять множество оценок вкладов различных потенциально возможных механизмов загрязнения, которые преподносились людьми весьма высокого уровня как чрезвычайно опасные. Например, смыв с улиц Киева загрязненной радионуклидами листвы после осеннего листопада. Соответствующие расчеты были сделаны и показали, что вклад этого механизма пренебрежимо мал.

В ходе дальнейших работ по изучению формирования радиоактивного загрязнения водных объектов большое внимание уделялось детальному изучению механизмов формирования загрязнения, в частности процессам обмена в системе вода — донные отложения. Специальная программа, посвященная изучению того механизма, была организована совместно с Белорусскими коллегами на Брянско — Белорусском цезиевом пятне на водосборах рек Ипуть и Беседь. Выбор этих рек был обусловлен тем, что они пересекают пятно загрязнения цезием с достаточно четкими границами.



### Список литературы

1. В. А. Борзилов, Ю. С. Седунов, М. А. Новицкий, О. И. Возженников, А. К. Герасименко. Прогнозирование вторичного радиоактивного загрязнения рек тридцатикилометровой зоны Чернобыльской атомной электростанции. Метеорология и гидрология, 1989, № 2.

2. В. А. Борзилов, Ю. С. Седунов, М. А. Новицкий, О. И. Возженников, А. В. Коноплев, И. В. Драголюбова. Физико-математическое моделирование процессов, определяющих смыв долгоживущих радионуклидов с водосборов тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС. Метеорология и гидрология, 1989, № 1.

3. В. А. Борзилов, А. В. Коноплев, С. К. Ревина, Ц. И. Бобовникова, П. М. Лютик, Ю. В. Швейкин, А. В. Щербак. Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции. Метеорология и гидрология, 1988, № 11.



## **АЭРОЗОЛИ-НОСИТЕЛИ «СВЕЖИХ» РАДИОНУКЛИДОВ НА ПРОМПЛОЩАДКЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС ЧЕРЕЗ ДВЕ НЕДЕЛИ ПОСЛЕ АВАРИИ НА АЭС «ФУКУСИМА-1»**

Огородников Б. И.<sup>1,2</sup>, Калиновский А. К.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ГНЦ «Физико-химический институт им. Л. Я. Карпова», г. Москва

<sup>2</sup>Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины,  
г. Чернобыль, Украина

### **Вступление**

Выброс радиоактивных веществ из разрушенных реакторов АЭС «Фукусима-1» начался 12 марта 2011 г. Основной вклад (около  $10^{18}$  Бк) внесли радиоизотопы ксенона, особенно  $^{133}\text{Xe}$ . В больших количествах были также выброшены  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . В атмосфере были еще идентифицированы аэрозоли-носители  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{129\text{m}}\text{Te}$ ,  $^{132}\text{Te}$  и его дочернего продукта  $^{132}\text{I}$ .

Основной перенос радиоактивных веществ в атмосфере происходил через Тихий океан в сторону Северной Америки. Затем радиоактивные вещества пересекли Атлантический океан и достигли Европы.

### **Аэрозоли Фукусимы в Северной и Центральной Европе**

Миновав Северную Атлантику, радиоактивные аэрозоли приблизились к Европе. Здесь их отслеживали в нескольких странах на 150 станциях мониторинга радиоактивности во внешней среде. Первые из них начали работать еще в 1950-х годах, когда стало актуально наблюдение за продуктами испытаний ядерного оружия.

Станции обустроены пробоотборными установками, различающимися по конструкции и производительности. Однако во всех случаях аэрозоли улавливают с помощью фильтров из стеклянных или полимерных волокон. Для захвата газообразных форм радиойода используют различные сорбенты. После окончания пробоотбора фильтры и сорбенты экспрессно измеряют на гамма-спектрометрах.

Большое количество результатов, полученных при распространении радиоактивного облака из Фукусимы, представлено в [1]. Эти данные поступили из лабораторий, которые входят в «Круг пяти» («Ro5»). Еще в 1983 г. они договорились немедленно информировать друг друга и обмениваться результатами наблюдений, если концентрации техногенных радиоактивных



аэрозолей в атмосфере превысят фоновые уровни (1–10 мБк/м<sup>3</sup>). Кроме того, в [1] включены данные, поступившие из некоторых университетов и от метеорологических служб разных стран.

В Европе <sup>131</sup>I впервые был обнаружен 19–20 марта над Исландией и между 19–21 марта над Скандинавией. С 23–24 марта его стали детектировать в большинстве стран Западной и Центральной Европы. Повышенные концентрации здесь наблюдали в течение 10–12 сут. Пиковые концентрации <sup>131</sup>I в виде аэрозолей колебались в разных странах от 1 до 6 мБк/м<sup>3</sup>, а в газообразной форме достигали 11 мБк/м<sup>3</sup>. Эти значения на 3–4 порядка величины ниже, чем было зарегистрировано над Западной Европой после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. и над японским г. Фукусима 15–16 марта 2011 г. (рис. 1).

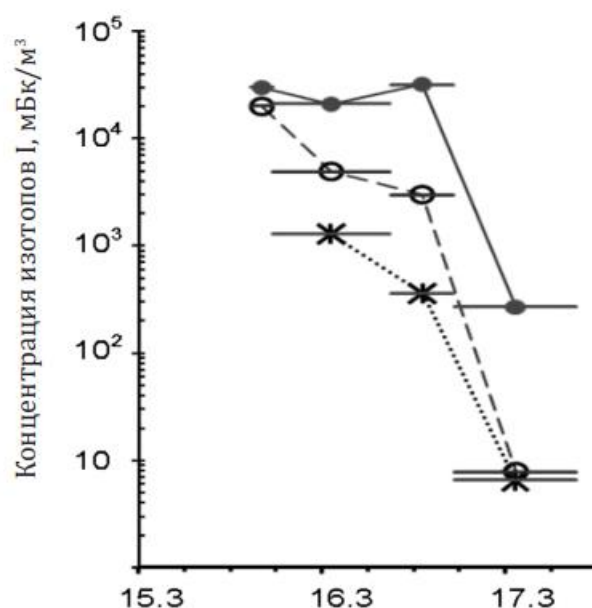


Рисунок 1. Объемные активности аэрозолей <sup>131</sup>I (●), <sup>132</sup>I (○) и <sup>133</sup>I (ж) в атмосфере г. Фукусима 15–17 марта 2011 г.

На территории Европы средние концентрации <sup>132</sup>Te и <sup>132</sup>I, которые находились практически в равновесии, составляли 0,03–0,04 мБк/м<sup>3</sup>. Максимальная концентрация достигала 0,12 мБк/м<sup>3</sup>. Со второй половины апреля их уже не удавалось детектировать. Интересно сопоставить эти данные с результатами измерения проб 8 мая 1986 г., т.е. примерно через две недели после взрыва реактора в Чернобыле. Тогда при отборе аэрозолей с самолета над ЧАЭС на высоте около 300 м концентрация <sup>132</sup>Te равнялась 690 Бк/м<sup>3</sup> [2]. Это на несколько поряд-



ков величины больше, чем при поступлении аэрозолей из Фукусимы. В тот же день 8 мая 1986 г. содержание «чернобыльского»  $^{132}\text{Te}$  в приводном слое Северного моря на маршруте исследовательского судна из Атлантики в Ленинград составило  $0,002 \text{ Бк/м}^3$  [2].

В последнюю декаду марта 2011 г. метеорологические условия в Северном полушарии складывались так, что радиоактивное облако простиралось с северо-запада на юго-восток над Скандинавией, Восточной Германией, Польшей, Чехией, Беларусью. Как показано в [1], наибольшие концентрации аэрозольного  $^{131}\text{I}$  (около  $6 \text{ мБк/м}^3$ ) были зарегистрированы в польском Кракове, белорусских городах Браслав и Мстиславль, а также в Брауншвайге на северо-востоке Германии. В Ирландии, Великобритании, Бельгии, Швейцарии, Франции, Италии, Португалии и Греции, т.е. в странах, расположенных западнее или южнее маршрута основного шлейфа, содержание аэрозолей  $^{131}\text{I}$  в воздухе не превышало  $1,5 \text{ мБк/м}^3$ . Таким образом, ширина воздушного потока с радиоактивными продуктами над Европой составляла  $500\text{--}800 \text{ км}$ .

На рис. 2, подготовленном по результатам работы [1], видно, что даты появления максимальных концентраций аэрозолей  $^{131}\text{I}$  ( $2\text{--}3 \text{ мБк/м}^3$ ) над столицами северных европейских государств смещены примерно на сутки. Это соответствовало скорости продвижения облака над Северной Европой около  $500 \text{ км/сут}$ . В Осло пик пришелся на 30 марта, в Стокгольме — на 30–31 марта и в Хельсинки — на 1 апреля.

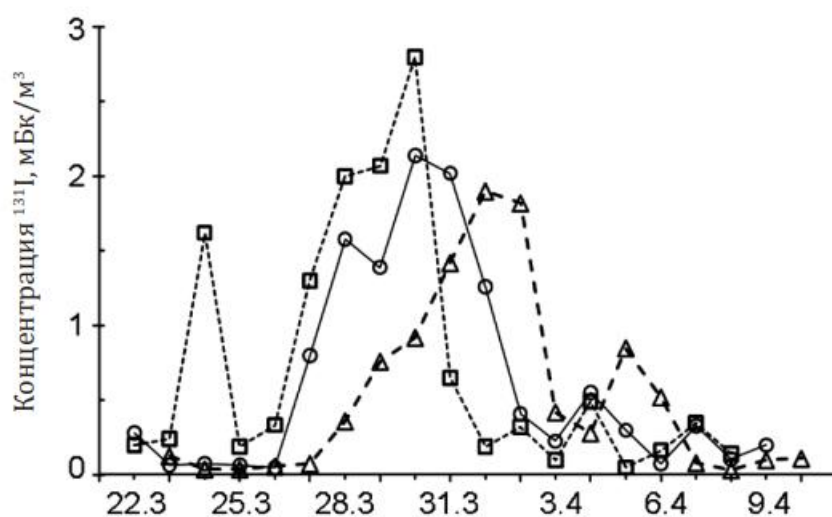


Рисунок 2. Объемные активности аэрозолей-носителей  $^{131}\text{I}$  в Хельсинки (о), Осло (□) и Стокгольме (Δ) в марте — апреле 2011 г.



Нечто подобное, но с более высокими концентрациями аэрозолей  $^{131}\text{I}$  (максимум около  $6 \text{ мБк/м}^3$ ), наблюдалось над Восточной Европой на маршруте Краков — Вильнюс — Мстиславль, рис. 3. Однако здесь за первым пиком, зарегистрированным 28–30 марта, последовал второй 3–4 апреля.

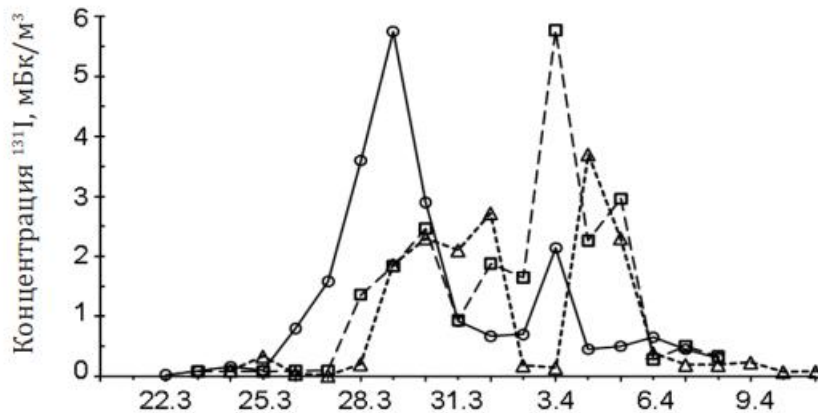


Рисунок 3. Объемные активности аэрозолей  $^{131}\text{I}$  в Кракове (○), Мстиславле (□) и Вильнюсе (●) в марте — апреле 2011 г.

В Польше длительные наблюдения за аэрозолями фукусимского генезиса были проведены не только в Кракове, но и в Лодзи, т.е. примерно на 300 км южнее [3]. Пробы аэрозолей отбирали установкой ASS-500, прокачивая за сутки около  $12000 \text{ м}^3$  воздуха через волокнистый фильтр ФПП-15-1,5 размером  $0,4 \times 0,4 \text{ м}$ . После окончания экспозиции фильтр спрессовывали в брикет толщиной 4 мм и диаметром 52 мм и измеряли на гамма-спектрометре. Полученные результаты представлены на рис. 4.

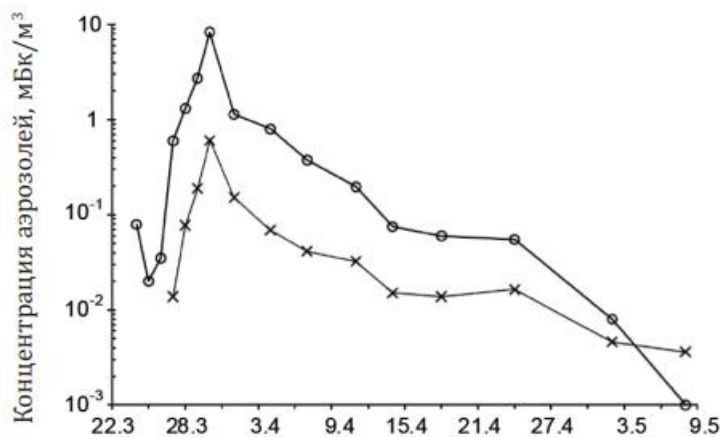


Рисунок 4. Объемные активности аэрозолей  $^{131}\text{I}$  (○) и  $^{137}\text{Cs}$  (×) в г. Лодзь в марте — мае 2011 г.



Первое поступление  $^{131}\text{I}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в Лодзь было зарегистрировано в пробе, экспонированной трое суток с 21 по 24 марта. Тотчас перешли на ежесуточную замену фильтров. К 28 марта концентрации  $^{131}\text{I}$  и  $^{137}\text{Cs}$  увеличились примерно в 10 раз, одновременно стали детектировать  $^{134}\text{Cs}$ . Пик концентраций фукусимских аэрозолей пришелся на 29–30 марта. Максимальное содержание  $^{131}\text{I}$  составило 8,3,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,75 и  $^{134}\text{Cs}$  — 0,61 мБк/м<sup>3</sup>. Это согласуется с данными, полученными в Кракове (см. рис. 3). Однако второго пика, как в Кракове, не обнаружили. Возможно, из-за того, что с 1 апреля в Лодзи вновь перешли на трехсуточную экспозицию фильтров и таким образом сивелировали низкие и высокие объемные активности. Все последующие пробоотборы до 8 мая свидетельствовали о непрерывном снижении содержания в атмосфере фукусимских радионуклидов.

### **Аэрозоли Фукусимы в Беларуси и западной части России**

Согласно [1] следы  $^{131}\text{I}$  в приземном слое воздуха над Беларусью появились 22–23 марта. К этому времени на метеостанциях Госкомгидромета республики при пробоотборе аэрозолей уже перешли на ежесуточную смену фильтров. На рис. 5, подготовленном по данным [1], приведены концентрации радиойода на станциях в Минске, Браславе и Мстиславле. Браслав расположен в Витебской области в 25 км от места схождения границ Беларуси, Латвии и Литвы. Мстиславль находится в Восточной Беларуси вблизи границы со Смоленской областью России. Как следует из рис. 5, отчетливое синхронное повышение объемной активности радиойода произошло на станциях при пробоотборах 27–28 марта. В Минске и Мстиславле 30 марта зарегистрирован первый пик концентрации аэрозолей  $^{131}\text{I}$  около 3 мБк/м<sup>3</sup>. В Браславе пик отмечен на сутки позже с концентрацией 4,4 мБк/м<sup>3</sup>. Вслед за этим на всех станциях произошел синхронный спад содержания радиойода, в затем новый подъем. Второй пик пришелся на 3 апреля. При этом в Мстиславле содержание в воздухе аэрозолей радиойода достигло максимальной для Беларуси величины 5,8 мБк/м<sup>3</sup>. В Минске второй пик оказался также выше первого и составил 4,6 мБк/м<sup>3</sup>. В Браславе второй пик немного уступил первому, составив 3,9 мБк/м<sup>3</sup>. После 3 апреля концентрации  $^{131}\text{I}$  стали непрерывно снижаться и к концу первой декады месяца уже не превышали 0,2–0,3 мБк/м<sup>3</sup>.

По мнению авторов публикации [1] «провал» между пиками мог произойти из-за дождей, которые в эти дни прошли во мно-



гих европейских странах, а также из-за неравномерности выбросов в Фукусиме и рассеяния радиоактивного шлейфа по маршруту переноса.

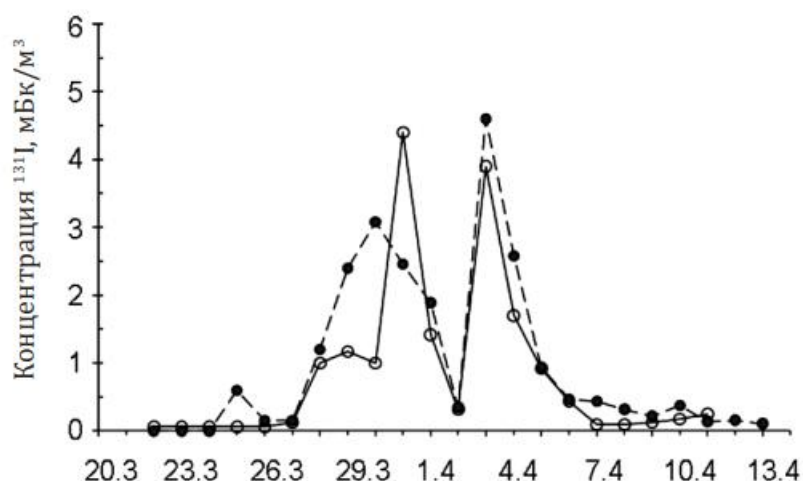


Рисунок 5. Объемные активности аэрозолей-носителей  $^{131}\text{I}$  в Минске (●) и Браславе (○) в марте — апреле 2011 г.

Величины и динамики содержания аэрозолей радиойода в атмосфере Беларуси указывают на равномерность распределения продуктов аварии над обширной территорией страны. Причем полученные данные хорошо коррелируют (и даже совпадают) с тем, что было зарегистрировано в Литве и Польше (см. рис. 3, 5). Очевидно, через две-три недели после аварии на АЭС «Фукусима-1» аэрозоли уже хорошо перемешались по ширине основной части шлейфа. В то же время сравнение с данными, приведенными на рис. 2, показывает, что в Северных странах концентрации продуктов аварии из Фукусимы оказались ниже, чем в Центральной и Восточной Европе. Следовательно, наиболее загрязненная часть фукусимского облака прошла несколько южнее Балтийского моря.

В соответствии с [4] на Европейской части территории России фукусимские радионуклиды были обнаружены в Курске и Обнинске 23–24 марта, в Санкт-Петербурге 27–28 марта, в Мурманске и Северодвинске 30–31 марта. Восточнее Уральских гор их детектировали в Огурцове и Красноярске 1–2 апреля. Отношения объемных активностей  $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$  колебались в пределах 8–14. Радиойод находился как в аэрозольной, так и газообразной формах.

Рассмотрим более подробно динамику поступления аэрозолей в районы Курска и Обнинска, располагавшихся, как это сле-



дует из рассмотренных выше данных, на маршруте движения центральной части фукусимского шлейфа.

В Обнинске (100 км западнее Москвы) воздухо-фильтрующая установка большой производительности находится в центре города на территории НПО «Тайфун». Здесь первое надежно детектируемое количество  $^{131}\text{I}$  ( $0,064 \text{ мБк/м}^3$ ) в аэрозольной форме обнаружили при пробоотборе 23–24 марта. В последующие четверо суток концентрации снизились примерно вдвое, а затем резко возросли, рис. 6. Максимальная объемная активность  $^{131}\text{I}$  ( $2,76 \text{ мБк/м}^3$ ) зарегистрирована в пробе от 29–30 марта.

В первых пробах  $^{137}\text{Cs}$  детектировали не очень уверенно, поскольку концентрации находились на уровне  $0,001 \text{ мБк/м}^3$ , что ненамного превышало фон, который в IV квартале 2010 г. на территории России в среднем составлял  $0,00024 \text{ мБк/м}^3$  [5]. Однако, подобно радиойоду, 29–30 и 30–31 марта концентрации  $^{137}\text{Cs}$  резко повысились до  $0,15 \text{ мБк/м}^3$ . В тех же пробах в составе аэрозолей были идентифицированы еще  $^{132}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{136}\text{Cs}$  [6].

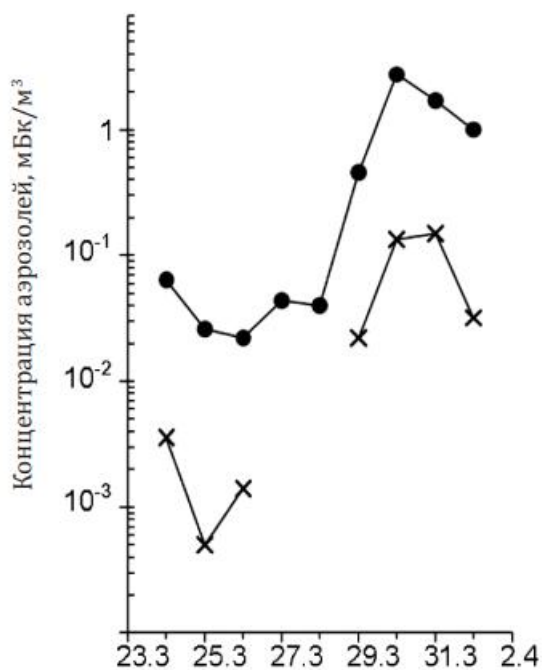


Рисунок 6. Объемные активности  $^{131}\text{I}$  (●) и  $^{137}\text{Cs}$  (x) в Обнинске в марте 2011 г.

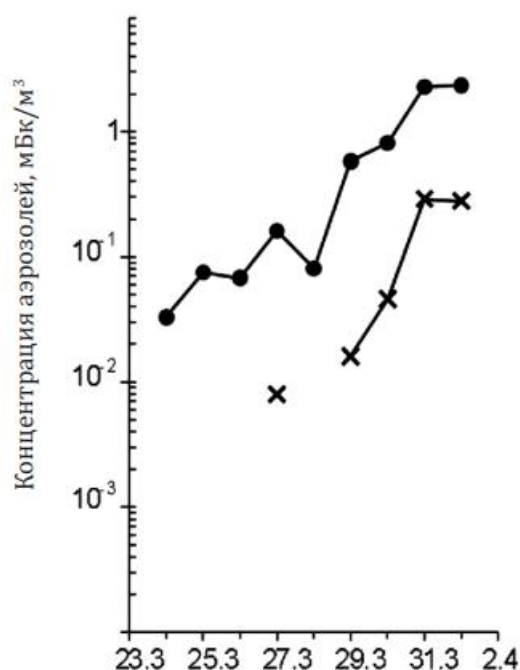


Рисунок 7. Объемные активности  $^{131}\text{I}$  (●) и  $^{137}\text{Cs}$  (x) в атмосфере г. Курск в марте 2011 г.

В Курске, как и в Обнинске,  $^{131}\text{I}$  был впервые выявлен ( $0,036 \text{ мБк/м}^3$ ) так же, как в Обнинске, 23–24 марта. В последующие дни его концентрация увеличивалась, рис. 7. Максимальные значения — около  $2,3 \text{ мБк/м}^3$  — были зарегистрированы



в пробах от 30–31 марта и 31 марта — 1 апреля. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  после 25 марта непрерывно увеличивались и достигли пика (около  $0,3 \text{ мБк/м}^3$ ) в те же дни, как радиойода. С 25–26 марта начали идентифицировать еще  $^{132}\text{I}$  и  $^{134}\text{Cs}$ , с 30–31 марта —  $^{136}\text{Cs}$ , а с 31 марта — 1 апреля —  $^{132}\text{Te}$  [6].

В соответствии с [4] на Европейской территории России фукусимские радионуклиды, помимо Курска и Обнинска, были обнаружены в Санкт-Петербурге 27–28 марта, в Мурманске и Северодвинске 30–31 марта. Восточнее Уральских гор их детектировали в Огурцове и Красноярске 1–2 апреля. Отношения объемных активностей  $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$  колебались в пределах 8–14. Радиойод находился как в аэрозольной, так и газообразной формах.

### **Аэрозоли Фукусимы в Украине**

Из сообщения заместителя председателя Государственной инспекции ядерного регулирования М.Х. Гашева [7] следует, что в Украине с 25 марта начали фиксировать нестабильные, а с 27 марта — стабильные концентрации радионуклидов, имеющих отношение к аварии на японской АЭС. Детектирование  $^{137}\text{Cs}$  в Украине осложнено тем, что после Чернобыльской аварии все еще отмечаются в ряде мест высокие концентрации этого радиоизотопа. Так, в Киевской области содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе составляет в среднем  $0,044 \text{ мБк/м}^3$ . В дальнейшем М.Х. Гашев уточнил: «С 27 по 29 марта мы уже стабильно фиксируем, что появились следы изотопа йода, а впоследствии цезия-134. 29 марта появились следы теллура-132» [8].

В монографии [9] отмечено, что контроль за аэрозолями из Фукусимы проводили на всех украинских АЭС с 28 марта по 15 апреля. Наиболее высокое содержание  $^{131}\text{I}$  ( $5,4 \text{ мБк/м}^3$ ) было зарегистрировано 1 апреля на Южно-Украинской АЭС. Через 10 дней (11 апреля) концентрация аэрозолей радиойода здесь снизилась до  $0,15 \text{ мБк/м}^3$  [10].

Из монографии [9] также следует, что в Киеве первое поступление аэрозолей радиойода было зарегистрировано специалистами Украинского научно-исследовательского гидрометеорологического института при отборе воздуха 21–22 марта. Результаты последующих суточных пробоотборов представлены на рис. 8. Резкое повышение концентрации  $^{131}\text{I}$  произошло 28–29 марта и достигло максимальной величины  $5,9 \text{ мБк/м}^3$ . Затем началось снижение объемной активности радиойода. Но 2 и 3 апреля она вновь возросла до  $4 \text{ мБк/м}^3$ . В дальнейшем содержание радиойо-



да в атмосфере пошло на убыль. Полученные результаты схожи с концентрациями и временной динамикой аэрозолей  $^{131}\text{I}$  в Беларуси (см. рис. 5).

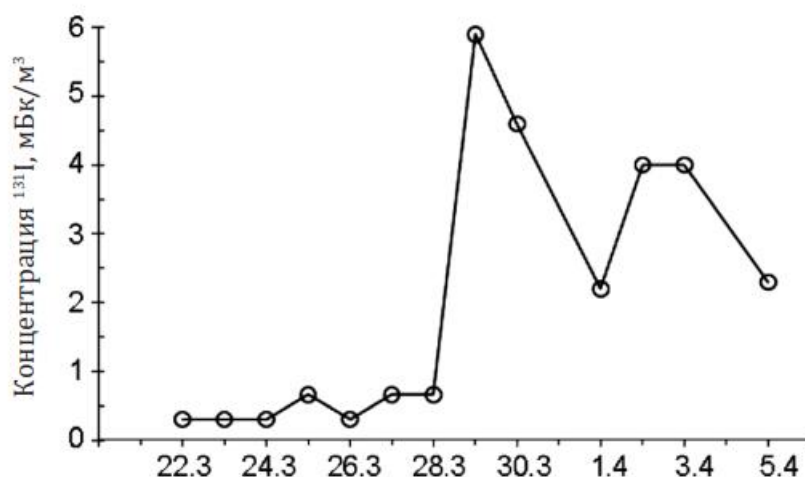


Рисунок 8. Концентрация аэрозолей-носителей  $^{131}\text{I}$  в Киеве в марте — апреле 2011 г.

Помимо действующих украинских АЭС, круглосуточный отбор аэрозолей в зоне отчуждения ЧАЭС проводят специалисты ГСНПП «Экоцентр». В конце марта, ожидая поступление фуксимских аэрозолей, они перешли с недельных отборов проб на двухсуточные и односуточные. Аэрозоли улавливали с помощью фильтрующего материала ФПП-15–1,5 площадью 0,33 м<sup>2</sup>, размещенного в установке АУРА-02.11 [11].

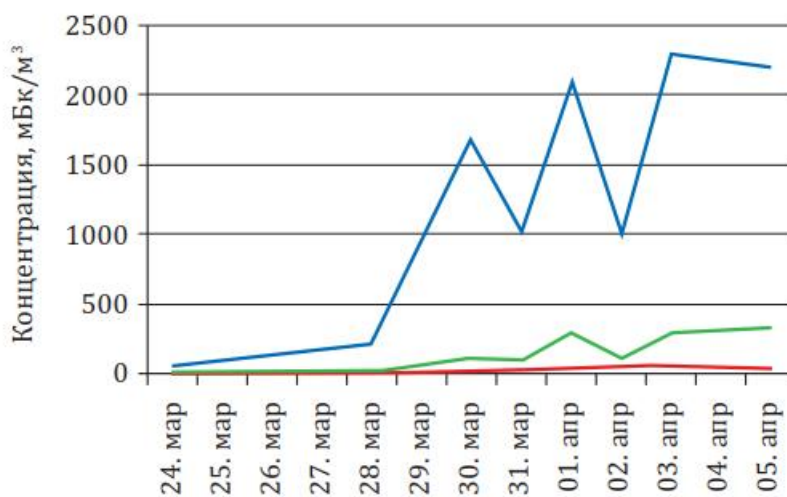


Рисунок 9. Концентрация аэрозолей  $^{131}\text{I}$  (синяя),  $^{132}\text{Te}$  (зеленая) и  $^{134}\text{Cs}$  (красная) в г. Чернобыль весной 2011 г.



Как следует из рис. 9, после 24 марта в воздухе г. Чернобыль появились  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$  и  $^{134}\text{Cs}$ . Их концентрации с некоторыми колебаниями увеличивались до 5 марта. Аналогичная картина наблюдалась для  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 10), концентрации которых 5 марта достигли 350–400 мкБк/м<sup>3</sup>. Для  $^{137}\text{Cs}$  это оказалось примерно в 10 раз выше, чем в предыдущие месяцы. Если «условно фоновую» величину вычесть из данных, представленных на рис. 10, то окажется, что соотношение концентраций  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  близко к 1. Этот показатель характерен для аэрозолей, выброшенных при аварии на АЭС «Фукусима-1» [1].

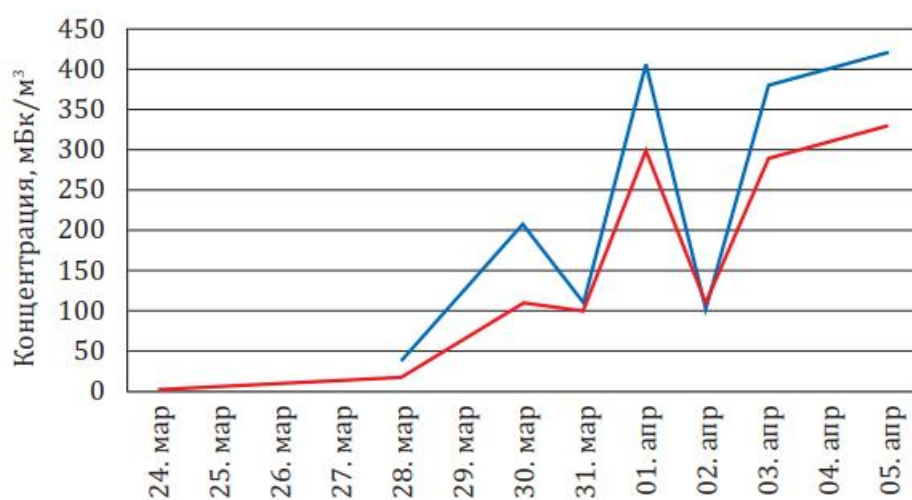


Рисунок 10. Концентрация аэрозолей  $^{134}\text{Cs}$  (красная) и  $^{137}\text{Cs}$  (синяя) в г. Чернобыль весной 2011 г.

Контроль за радиоактивными аэрозолями на промплощадке ЧАЭС в локальной зоне объекта «Укрытие» осуществляют специалисты Института проблем безопасности АЭС НАН Украины. Три фильтро-вентиляционные установки размещены на расстоянии около 150 м от центра объекта «Укрытие», построенного в конце 1986 г. над разрушенным 4-м энергоблоком. Аэрозоли отбирают аспирационными установками (АУ) через фильтрующий материал ФПП-15–1,5 площадью около 0,8 м<sup>2</sup>. За сутки прокачивают от 9 до 15 тыс м<sup>3</sup> воздуха. Фильтры заменяют через две недели.

После окончания прокачки воздуха волокна материала ФПП-15–1,5 снимают с марлевой подложки и спрессовывают в брикет диаметром 50 мм. По результатам гамма-спектрометрии на полупроводниковом детекторе определяют характерные радионуклиды-продукты чернобыльской аварии, космогенный  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$  — дочерний продукт радона. Концентрации аэрозолей-носителей  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$  за период с января по май 2011 г. приведены на рис. 11.



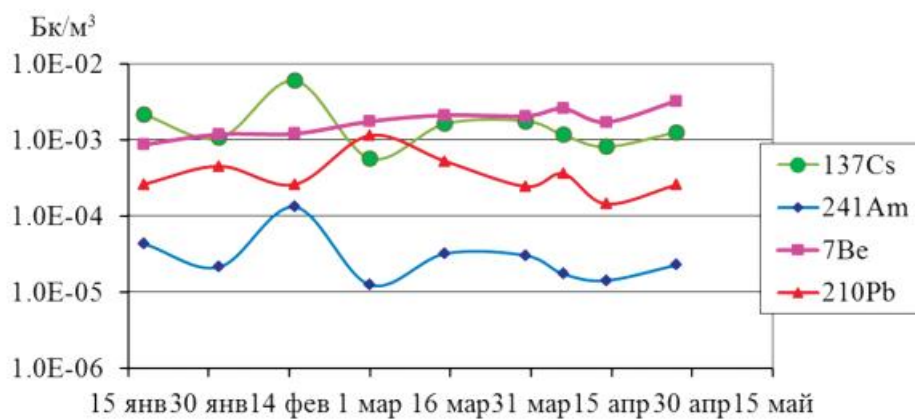


Рисунок 11. Концентрации аэрозолей-носителей  $^{137}\text{Cs}$  (●),  $^{241}\text{Am}$  (◆),  $^7\text{Be}$  (■) и  $^{210}\text{Pb}$  (▲) в январе — мае 2011 г. в локальной зоне объекта «Укрытие»

Из данных, представленных на рис. 11, следует, что концентрации идентифицированных  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$  оставались достаточно стабильными.

В фильтрах, экспонированных 14–30 марта 2011 г., кроме радионуклидов чернобыльского генезиса, были выявлены искусственные  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$  (рис. 12). При расчете их объемной активности за начало поступления приняли 23 марта, поскольку в соответствии с [4] аэрозоли из Японии стали надежно определять на территории Беларуси 23–24 марта, в Курске и Обнинске 23–24 марта и в Киеве 24–25 марта.

Фукусимские радионуклиды в локальной зоне объекта «Укрытие» ЧАЭС фиксировали до середины мая 2011 г. Экспериментальные точки на рис. 13 приведены на момент окончания сеанса прокачки воздуха и представляют среднюю величину для проб, отобранных на трех АУ [12].

Максимальные концентрации радионуклидов зарегистрированы при отборе проб с 30 марта по 6 апреля. Среднее содержание аэрозолей  $^{131}\text{I}$  составляло 1 мБк/м<sup>3</sup>. Одновременно в пробах присутствовали  $^{129\text{m}}\text{Te}$  ( $T_{1/2} = 33,6$  сут),  $^{129}\text{Te}$  ( $T_{1/2} = 69,6$  мин),  $^{140}\text{La}$  ( $T_{1/2} = 40,2$  ч). Их средняя концентрация в приземном слое воздуха составила 0,15, 0,092 и 0,015 мБк/м<sup>3</sup> соответственно.

Оценить вклад  $^{137}\text{Cs}$  фукусимского генезиса в суммарную концентрацию этого радионуклида на промплощадке объекта «Укрытие» сложно. Если согласно [1, 13 и рис. 10] принять отношение  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs} = 1$ , то концентрация фукусимского  $^{137}\text{Cs}$  в период 30 марта — 6 апреля, т.е. максимального поступления (см. рис. 13), составит около 0,1 мБк/м<sup>3</sup>. Однако это на порядок ве-



личины меньше, чем содержание  $^{137}\text{Cs}$  чернобыльского генезиса вблизи ЧАЭС [17]. Таким образом, добавка  $^{137}\text{Cs}$  из Фукусимы находилась на уровне флуктуаций объемной активности этого радионуклида в воздухе промплощадки и не могла быть выявлена.

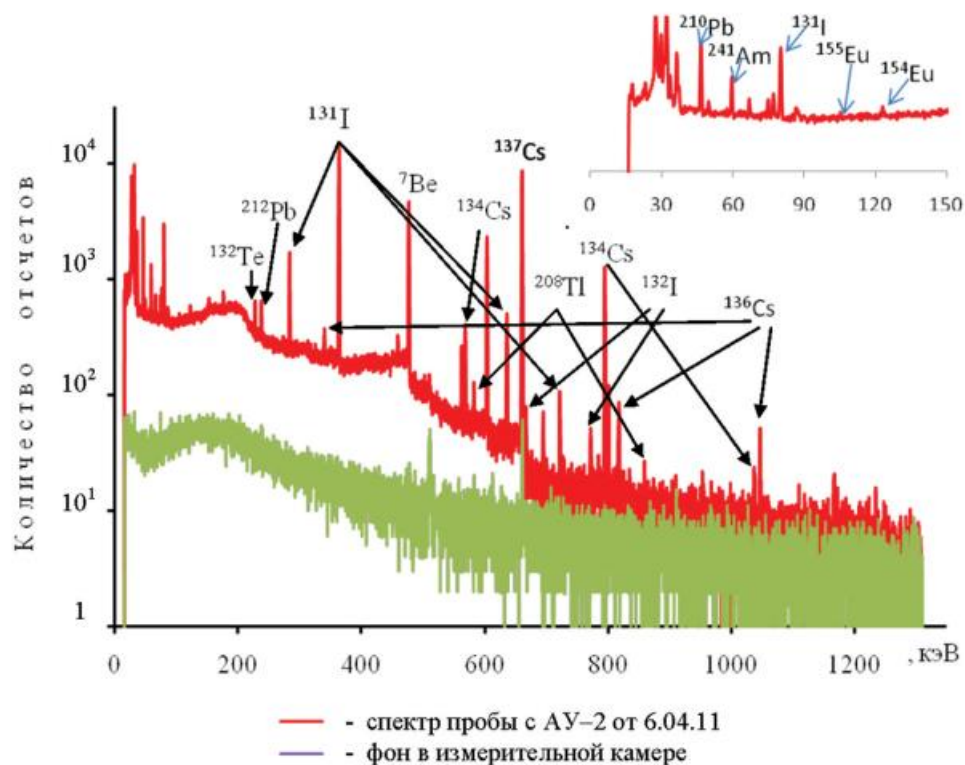


Рисунок 12. Аппаратурный спектр радиоактивных аэрозолей, отобранных установкой АУ-2 на промплощадке объекта «Укрытие» с 30 марта по 6 апреля 2011 г., и фон детектора

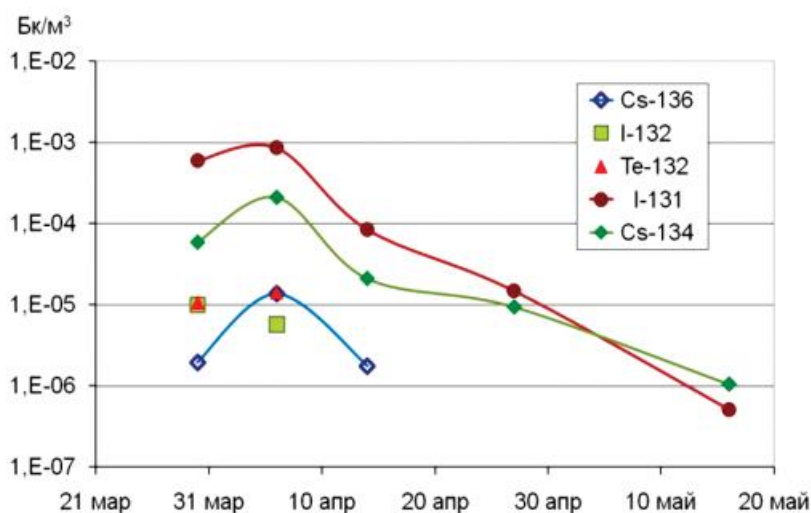


Рисунок 13. Концентрации аэрозолей-носителей радионуклидов фукусимского генезиса в воздухе локальной зоны объекта «Укрытие» ЧАЭС в марте — мае 2011 г.



## Размер частиц-носителей продуктов аварии

В период поступления фукусимских аэрозолей на промплощадку ЧАЭС для одновременного определения концентрации, изотопного состава радионуклидов и дисперсности частиц-носителей на установке АУ-3, расположенной в 100–150 м южнее объекта «Укрытие», на основной фильтр ФПП-15–1,5 накладывали еще материал ФПП-70–0,3. Его структура (диаметр волокон 5 мкм и стандартное сопротивление 0,3 мм вод. ст.) такова, что при использованной линейной скорости фильтрации воздуха (~17 см/с) он эффективно задерживает крупную фракцию аэрозолей, а субмикронную пропускает на основной фильтр [15]. С помощью таких двухслойных композиций с 14 марта по 27 апреля было отобрано 4 пробы. При их гамма-спектрометрии были выявлены  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{136}\text{Cs}$  — «свежие» радионуклиды фукусимского генезиса,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{241}\text{Am}$  — радионуклиды чернобыльского генезиса, а также  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$  — изотопы естественного происхождения. Их распределение по слоям экспонированных фильтров представлено в табл. 1.

Из табл. 1 следует, что радионуклиды чернобыльского генезиса в основном были уловлены в первом слое (материал ФПП-70–0,3). Следовательно, они имели размеры больше 1 мкм. Радионуклиды фукусимского генезиса, как и аэрозоли естественных радионуклидов ( $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$ ), преимущественно поступили на второй слой (ФПП-15–1,5). Из исследований, проведенных ранее при использовании многослойных фильтров ФП в 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС, известно [16], что  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$  сосредоточены в основном на частицах размером 0,2–0,6 мкм. Это совпадает с результатами исследований дисперсного состава естественных радионуклидов с помощью импакторов различных типов [17]. Было показано, что их распределение носит логнормальный характер. Несмотря на сезонные колебания, около 70% активности  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$  связано с частицами диаметром менее 1 мкм.

Таким образом,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$  и  $^{131}\text{I}$ , поступившие вследствие трансграничного переноса из Фукусимы, находились, подобно  $^7\text{Be}$  и  $^{210}\text{Pb}$ , в воздухе локальной зоны объекта «Укрытие» ЧАЭС с середины третьей декады марта до конца апреля 2011 г. на субмикронных аэрозолях. Такой результат можно было ожидать исходя из механизма их образования при аварии, а также продолжительности и высоты переноса радиоактивного шлейфа из Фукусимы.



**Распределение радионуклидов по слоям  
экспонированных фильтров, %.**

Период экспозиции	Слой	<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>7</sup> Be	<sup>210</sup> Pb	<sup>131</sup> I	<sup>134</sup> Cs	<sup>136</sup> Cs
15–30 марта	ФПП-70-0,3	90	93	47	46	48	–	37
	ФПП-15-1,5	10	7	53	54	52	–	63
30 марта – 6 апреля	ФПП-70-0,3	–	–	35	38	40	37	39
	ФПП-15-1,5	–	–	65	62	60	63	61
6–14 апреля	ФПП-70-0,3	70	82	43	43	–	–	39
	ФПП-15-1,5	30	18	57	57	–	–	61
14–27 апреля	ФПП-70-0,3	56	58	35	35	45	–	34
	ФПП-15-1,5	44	42	65	65	55	–	66

Среди многочисленных научных публикаций мы нашли лишь две [3, 18], в которых имеются сведения о дисперсности частиц-носителей фукусимских радионуклидов.

В работе [18], выполненной в японском Национальном институте “Advanced Science and Technology”, находящемся в г. Цукуба, были получены две пробы с помощью 12-каскадного импактора. Прибор располагался на балконе четвертого этаж в 15 м от земли. В пробе, которую отбирали с 28 апреля по 12 мая, обнаружили, что <sup>134</sup>Cs и <sup>137</sup>Cs были связаны с аэрозолями, имевшими активностный медианный аэродинамический диаметр (АМАД) 0,53–0,54 мкм. Во второй пробе, экспонированной 12–26 мая, АМАД этих радиоизотопов составил 0,63 мкм.

В работе [3] с помощью 8-каскадного импактора с заключительным фильтром, собиравшим все частицы диаметром менее 0,1 мкм, были отобраны аэрозоли из 12 м<sup>3</sup> воздуха с 30 марта по 5 апреля в г. Лодзь. В период работы импактора концентрация аэрозолей <sup>131</sup>I составляла около 1 мБк/м<sup>3</sup>, а <sup>137</sup>Cs — 0,14 мБк/м<sup>3</sup>. Всего собрали 12 мБк <sup>131</sup>I и 1,7 мБк <sup>137</sup>Cs. Одновременно в приборе были уловлены аэрозоли <sup>7</sup>Be и <sup>210</sup>Pb. Их содержания были также низкие. Неопределенность измерения малых количеств радионуклидов, да еще «размазанных» по нескольким ступеням импактора, была высокая. Тем не менее, авторы публикации [3] сообщают, что 48% <sup>131</sup>I оказалось на заключительном фильтре. Следовательно, почти половина радиойода была связана с частицами менее 0,1 мкм, а 87% — с частицами диаметром менее 0,36 мкм.



Одновременно на заключительный фильтр поступило 72% активности  $^{210}\text{Pb}$  и 91%  $^7\text{Be}$ . Это дополнительно свидетельствовало, что носителями фукусимского  $^{131}\text{I}$  были субмикронные аэрозоли.

Из представленных данных следует, что, как в Японии в первые дни после аварии, так и через две недели в Европе (в польском г. Лодзь и в локальной зоне объекта «Укрытие» ЧАЭС), носителями радиоактивных нуклидов фукусимского генезиса были субмикронные аэрозоли. Частицы таких размеров устойчивы в атмосфере и распространяются на большие расстояния. Нахождение фукусимских радионуклидов на субмикронных аэрозолях и их перенос по всему Северному полушарию следовало ожидать, поскольку они имели конденсационное происхождение.

### **Заключение**

Выбросы в атмосферу радиоактивных веществ из разрушенных реакторов АЭС «Фукусима-1» начались 12 марта 2011 г. Среди них находились  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и другие радионуклиды. Систематические отборы проб в г. Цукуба, расположенном в 160 км на юг от Фукусимы, показали, что концентрации  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  на протяжении двух месяцев превышали 1 мБк/м<sup>3</sup>. Вследствие господствовавших ветров основной перенос выброшенных при аварии веществ происходил в восточном направлении. С воздушными потоками они пересекли Тихий океан, затем Северную Америку, Атлантику и достигли Европы. Здесь первые следовые количества выброшенных радионуклидов были обнаружены в Исландии через неделю после аварии.

В результате отбора проб аэрозолей на 150 европейских станциях мониторинга удалось охарактеризовать на протяжении трех недель временное и пространственное распространение загрязненных воздушных масс. В Северной и Центральной Европе первый пик радиоактивных веществ наблюдался между 28 и 30 марта. Второй был детектирован на 3–5 сут позже. Максимальную концентрацию аэрозолей  $^{131}\text{I}$  8 мБк/м<sup>3</sup> зарегистрировали в польском г. Лодзь 30 марта. Несколько меньшая концентрация  $^{131}\text{I}$  6 мБк/м<sup>3</sup> наблюдалась 3 апреля в белорусском городе Мстиславль.

Несмотря на высокие содержания радиоактивных аэрозолей на промплощадке Чернобыльской АЭС, обусловленные аварией 1986 г., здесь также удалось обнаружить и идентифицировать поступление в Украину аэрозолей фукусимского генезиса. Кроме того, с помощью многослойных фильтров было установлено, что носителями радионуклидов из Японии являются субмикронные частицы



диаметром около 0,5 мкм. Аэрозоли таких размеров устойчивы в атмосфере и распространяются на большие расстояния. Нахождение фукусимских радионуклидов на субмикронных аэрозолях и их перенос по всему Северному полушарию следовало ожидать, поскольку в результате взрывов они имели конденсационное происхождение.

Многочисленные измерения в США и Европе позволили получить данные о  $^{131}\text{I}$  в аэрозольной и газообразной формах. Установлено, что на протяжении нескольких недель средняя величина соотношения «газ/(газ+аэрозоль)» оставалась близка к 0,75. Следовательно, большая доля радиойода находилась в газообразном состоянии. Это коррелирует с данными, полученными после аварии на ЧАЭС, и одновременно напоминает о проблеме недостаточной изученности влияния газообразных компонентов радиойода на окружающую природную среду и человека.

Следует отметить, что при аварии в Фукусиме соотношение концентраций аэрозолей  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  было около 1, а при аварии в Чернобыле — 0,5–0,6.

Проведенные наблюдения показали, что после аварии в Японии зарегистрированные в Северной Америке и Европе содержания в воздухе радиоактивных веществ были низкие и не представляли большой опасности для населения.

### Список литературы

1. Masson O., Baeza A., Bieringer J. et al. Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi nuclear reactors by European networks. *Environmental Science and Technology*. 2011.— Vol. 45, No 5.— P. 7670–7677.

2. Борисов Н. Б., Вербов В. В., Кауров Г. А. и др. Состав и концентрации газоаэрозольных радиоактивных веществ над развалом IV блока ЧАЭС и в дальней зоне в мае 1986 г. // *Охрана окружающей среды и контроль качества продукции*. М.: НИИТЭХИМ, 1992, вып. 1.— С. 11–17.

3. Długosz-Lisiecka M., Bem H. Aerosol residence times and changes in radioiodine- $^{131}\text{I}$  and radiocaesium- $^{137}\text{Cs}$  activity over Central Poland after the Fukushima-Daiichi nuclear reactor accident // *J. Environ. Monitoring*. — 2012. Vol. 14.— P 1483–1489.

4. Булгаков В. Г., Вакуловский С. М., Валетова Н. К. и др. Аварии на АЭС «Фукусима» и взаимодействие радиометрических служб России, Беларуси и Украины // Конференция «50 лет Общегосударственной радиометрической службе». 30 мая — 2 июня 2011 г. Тез. докл., г. Обнинск, НПО «Тайфун». — 2011 г. — С. 20.



5. Ованесянц А. М., Красильникова Т. А., Иванов А. Б. Справка о радиационной обстановке на территории России в марте 2011 г. *Метеорология и гидрология*. — 2011, № 6. — С. 94–99.
6. [http://www.typhoon.obninsk.ru/rus/ipm/lab3/ro/ro\\_2011/spravka\\_03\\_2011/pdf](http://www.typhoon.obninsk.ru/rus/ipm/lab3/ro/ro_2011/spravka_03_2011/pdf)
7. [www.atomic-energy.ru/news/2011/03/31/20647](http://www.atomic-energy.ru/news/2011/03/31/20647)
8. [www.atomic-energy.ru/news/2011/03/31/20652](http://www.atomic-energy.ru/news/2011/03/31/20652)
9. Скалозубов В. И., Ключников А. А., Ващенко В. Н., Яровой С. С. Анализ причин и последствий аварии на АЭС Fukushima как фактор предотвращения тяжелых аварий в корпусных реакторах: монография под ред. В. И. Скалозубова; НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС. Чернобыль (Киев. обл.): Ин-т проблем безопасности АЭС, 2012. — 280 с.
10. <http://energo-news.ru/archives/57883>
11. Огородников Б. И., Хан В. Е. Влияние дымки и тумана на характеристики фильтра при мониторинге радиоактивных аэрозолей / *Метеорология и гидрология*, — 2013, № 11, — С. 94–99.
12. Калиновский А. К., Краснов В. А., Огородников Б. И., Щербин В. Н. Наблюдения за радиоактивными аэрозолями в Чернобыле после аварии на АЭС «Фукусима-1» // *Атомная энергия*. — 2011. — Т. 112, вып. 3. — С. 168–174.
13. Thakur P., Ballard S., Nelson R. Radioactive fallout in the United States due to the Fukushima nuclear plant accident // *J. Environ. Monitoring*. — 2012. — Vol. 14. — P 1317–1324.
14. Калиновский А. К., Краснов В. А., Огородников Б. И. Радиоактивные аэрозоли Фукусимы в Чернобыле // *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля*. — 2011, вип. 17. — С. 80–86.
15. Петрянов И. В., Козлов В. И., Басманов П. И., Огородников Б. И. Волокнистые фильтрующие материалы ФП. М.: Знание, 1968. — 80 с.
16. Огородников Б. И., Скитович В. И., Будыка А. К. Дисперсный состав искусственных и естественных радиоактивных аэрозолей в 30-километровой зоне ЧАЭС в 1986–1996 гг. // *Радиационная биология. Радиоэкология*. — 1998. — Т. 38, — вып. 6. — С. 889–892.
17. Papastefanou C. *Radioactive Aerosols*. Elsevier Science Publishing Company. 2008.
18. Kaneyasu N., Ohashi H., Suzuki F. et al. Sulfate aerosol as potential transport medium of radiocesium from Fukushima nuclear accident / *Environ. Sci. Technol.* — 2012, v. 46. — P. 5720–7526.



## **РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ АЭС «РУППУР» В НАРОДНОЙ РЕСПУБЛИКЕ БАНГЛАДЕШ**

Панов А. В., Санжарова Н. И., Цыгвинцев П. Н.,  
Исамов Н. Н., Курбаков Д. Н.  
*ФГБНУ ВНИИРАЭ, г. Обнинск*

Обеспечение приемлемого уровня радиационного риска для персонала, населения и окружающей среды является одной из ключевых задач при обосновании возможности строительства и эксплуатации атомных электростанций. Специфической особенностью воздействия атомных электростанций при работе в штатном режиме являются многолетние нормализованные выбросы. Регистрация их воздействия на человека и окружающую среду относительно существующего фоновго загрязнения является сложной методической задачей и, как правило, осуществляется на сети мониторинга, а также расчетным путем с использованием количественных миграционных параметров для конкретного региона. Получение исходных данных о содержании химических веществ и радионуклидов в окружающей среде и на их основе оценка экологического состояния региона расположения АЭС до начала ее эксплуатации является одним из обязательных условий корректной оценки последствий воздействия нормализованных выбросов.

В соответствии с СП 47.13330.2012 и СП 151.13330.2012 (Ч. 1 и Ч. 2) разработана программа радиационно-экологического мониторинга региона АЭС «Руппур», выбраны и обследованы пункты наблюдений; определены объекты мониторинга, перечень наблюдаемых параметров, регламент наблюдений, а также определены методы проведения наблюдений и нормативно-техническое обеспечение.

Радиационно-экологический мониторинг проводился в период 2014–2015 гг. на площадке и в 30-км зоне АЭС «Руппур» в Народной Республике Бангладеш. Площадка расположена в районе Раджшахи на восточном берегу реки Падма (Ганг), в 160 км к северо-западу от столицы г. Дакка, в 21 км к северо-западу от г. Пабна, в 5,6 км к юго-западу от железнодорожной станции Ишурди.

Целью работ являлось получение необходимой и достаточной информации для комплексной оценки современного экологического состояния площадки строительства АЭС «Руппур», а также



создание сети радиационно-экологического мониторинга и проведение наблюдений на фоновом уровне до начала функционирования атомной станции.

Для решения поставленных задач разработана детализованная рабочая программа проведения радиационно-экологического мониторинга атмосферного воздуха, наземных и водных экосистем в 30-км зоне АЭС «Руппур». Программа мониторинга включает в себя методологию, где представлены цели и задачи, а также основные требования. Перечислены этапы организации радиационно-экологических исследований. На основании предварительной оценки характеристик строящейся АЭС «Руппур» с учетом возможного влияния ее будущей деятельности разработана схема размещения контрольных площадок.

На первом этапе работ был проведен анализ фондовых данных и результатов ранее выполненных инженерно-экологических изысканий. Показано, что в регионе АЭС «Руппур» отмечаются значительные сезонные отличия как по климатическим характеристикам (сезоны дождей май-сентябрь и засушливый период декабрь-март), так и по ведению сельского хозяйства (в оба рассматриваемых периода года выращиваются различные сельскохозяйственные культуры). Влияние климатических особенностей привело к необходимости проведения мониторинговых исследований в различные сезоны года. Целесообразно оценить содержание радионуклидов и тяжелых металлов в сельскохозяйственных культурах, выращиваемых в весенний (засушливый) и летне-осенний (влажный) периоды года. Все это привело к необходимости организации и проведения комплексного исследования радиационно-экологического состояния региона строительства АЭС «Руппур» в периоды как осени (2014 г.), так и ранней весны в 2015 г.

Создана сеть радиационно-экологического мониторинга наземных природно-антропогенных и аграрных экосистем в 30-км зоне АЭС «Руппур». Показано, что практически вся территория региона АЭС «Руппур» в той или иной степени нарушена деятельностью человека, и выделить естественные природные наземные экосистемы в чистом виде не представляется возможным. Вся территория в 30-км зоне АЭС «Руппур» представляет собой природно-антропогенные и, в большей степени, аграрные экосистемы. Всего на протяжении 2-х полевых сезонов выбрано 15 ключевых участков в 30-км зоне, которые охватывают основные ландшафты территории (рис. 1).



## Карта фактического материала



- Ключевые участки, 2015 г.
- Ключевые участки, 2014 г.
- ★ Поселок строителей
- 🏭 Площадка АЭС Руппур
- 10-ти километровая зона
- 30-ти километровая зона
- Предлагаемые площадки мониторинга
- Landscape-geochemical profile

0 2,5 5 10  
KM

Рисунок 1. Карта-схема мониторинговых площадок наземных экосистем в 30-км зоне АЭС «Руппур»

Все почвы мониторинговых площадок разделены на две группы — антропогенно-природные (агроаллювиальные, агроземы аллювиальные и агроземы аллювиальные рисовых полей) и техногенные (реплантоземы и урбиквазиземы). Основной фон соз-



дают агроземы аллювиальные. Все исследованные почвы вскипают с поверхности и относятся к роду карбонатных. Результаты исследований проб почвы показали низкую гидролитическую кислотность (0,24–1,9 м-экв/100 г), при этом почва обладает высокой суммой поглощенных оснований (20,4–98,8 м-экв/100 г). Содержание подвижного фосфора колеблется от 90,0 до 3400 мг/кг; калия — от 24,7 до 434 мг/кг. Почвы характеризуются невысоким содержанием гумуса от 0,05% до 5,28%, общего азота — от 0,01% до 0,28%. Необходимо отметить общую закономерность: при достаточно высокой насыщенности основаниями, содержание кальция (1,9–33,5 м-экв/100 г), магния (0,4–6,6 м-экв/100 г) и натрия (0,8–2,8 м-экв/100 г) достаточно низкое. Был проведен анализ почвы на механический состав. Данные почвы являются карбонатными, но из-за интенсивного ведения земледелия карбонаты вымываются в нижние горизонты, засоление почвы отсутствует, что свидетельствует о высокой интенсивности процессов выщелачивания.

Содержание тяжелых металлов (ТМ) в почвах природно-антропогенных наземных экосистем не превышает ОДК с учетом кларка. В целом содержание элементов соответствует общемировому фону. Максимальные значения ТМ для элементов первого класса опасности: Pb — 11,9 мг/кг; Se — 2,67 мг/кг; Zn — 77,9 мг/кг; Cd — 2,43 мг/кг; As — 2,3 мг/кг и для Hg — 20,1 мкг/кг. Содержание естественных радионуклидов в почвах природно-антропогенных экосистем составляет: для  $^{40}\text{K}$  440–824 Бк/кг; для  $^{226}\text{Ra}$  24,4–61,3 Бк/кг, для  $^{232}\text{Th}$  36,0–99,1 Бк/кг воздушно-сухой массы. Содержание в почве  $^{137}\text{Cs}$  находится на уровне обнаружения приборов. Максимальное содержание  $^{137}\text{Cs}$  составляет 10,2 Бк/кг. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в зависимости от глубины разреза варьируется в пределах: 0,9–2,5 Бк/кг (0–5 см); 0,80–1,47 Бк/кг (5–10 см); 0,39–1,30 Бк/кг (10–20 см) и 0,5–1,1 Бк/кг (20–30 см).

Результаты содержания ТМ в пробах растительности наземных природно-антропогенных экосистем не выявили превышений ОДК. В целом содержание элементов соответствует общемировому фону. Максимальные значения ТМ в растительности для элементов первого класса опасности: Pb — 0,59 мг/кг; Se — 1,5 мг/кг; Zn — 9,71 мг/кг; Cd — 0,1 мг/кг; As — 2,3 мг/кг и для Hg — 19,3 мкг/кг. Содержание естественных радионуклидов в растительном покрове не превышают установленный норматив. Удельная активность  $^{40}\text{K}$  колеблется в очень широких пределах и варьируется от 62,9 Бк/кг до 2860 Бк/кг.



В рамках радиационно-экологического мониторинга проведена поисковая автомобильная и пешая гамма-съемка в 30 км зоне и на площадке строительства АЭС «Руппур». Количество точек измерений по маршруту наблюдения составило 849.

Участки с превышающими значениями МЭД не были обнаружены. Минимально обнаруженная мощность дозы при маршрутной гамма-съемке составляла 0,04 мкЗв/ч, а максимально — 0,19 мкЗв/ч. Среднее значение мощности дозы в 30-км зоне АЭС «Руппур» 0,13 мкЗв/ч. Фактический уровень МЭД обусловлен естественным гамма-фоном.

Маршрутные наблюдения также включали измерение показателей шума в 30-км зоне АЭС «Руппур». Уровень шума в измеренных 87 точках в зоне наблюдения АЭС «Руппур» колебался в пределах 39–63 Дб, при среднем значении 48 Дб. Уровень шума в точках пробоотбора определяется, в основном, транспортом, движущимся по дорогам в непосредственной близости от места измерения. Максимальный уровень шума (63 Дб) зафиксирован в точке 29 в области Кхулна, округ г. Куштия, НП Казихата.

Измерение полей электромагнитного излучения показало, что ЭМИ находилось в диапазоне 2,1–14,1 мВ/м и 5,04–30,8 мкА/м. На площадке строительства АЭС «Руппур» зафиксированы повышенные уровни ЭМИ с максимальным значением 305 мВ/м и 901 мкА/м. Наличие повышенного фона ЭМИ на площадке АЭС «Руппур» связано с расположением источников электромагнитного излучения (вышки сотовой связи и источники сети Интернет Wi-Fi).

В результате проведенного радиационно-экологического мониторинга в апреле 2015 г. отобраны пробы почв агроэкосистем, сельскохозяйственных культур, рациона питания сельскохозяйственных животных и продуктов питания местного производства в 30-км зоне АЭС «Руппур» (104 сопряженные пробы почвы и сельскохозяйственной продукции; 22 пробы продуктов питания) (рис. 2).

Исследования аграрных экосистем показали, что содержание ТМ в почвах сельскохозяйственного назначения не превышает ОДК с учетом кларка. В целом, содержание элементов соответствует общемировому фону. Максимальные значения ТМ для элементов первого класса опасности: для Pb — 29,7 мг/кг; для Se — 33,2 мг/кг; для Zn — 53,5 мг/кг; для Cd — 3,98 мг/кг; для As — 2,53 мг/кг и для Hg — 47,7 мкг/кг. Содержание естественных радионуклидов в почвах составляет для  $^{40}\text{K}$  — 510–1000 Бк/кг, для  $^{226}\text{Ra}$  — 30,1–57,5 Бк/кг, для  $^{232}\text{Th}$  — 46,0–87,0 Бк/кг. Со-



держание в почве  $^{137}\text{Cs}$  составляет 0,7–5,6 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  находятся в интервале 0,5–1,4 Бк/кг.

Валовое содержание ТМ в пробах сельскохозяйственной продукции соответствует МДУ. Максимальные значения ТМ для элементов первого класса опасности составляет: для Pb — 1,08 мг/кг; для Se — 1,8 мг/кг; для Zn — 23,8 мг/кг; для Cd — 0,11 мг/кг; для As — 0,51 мг/кг и для Hg — 21,55 мкг/кг.

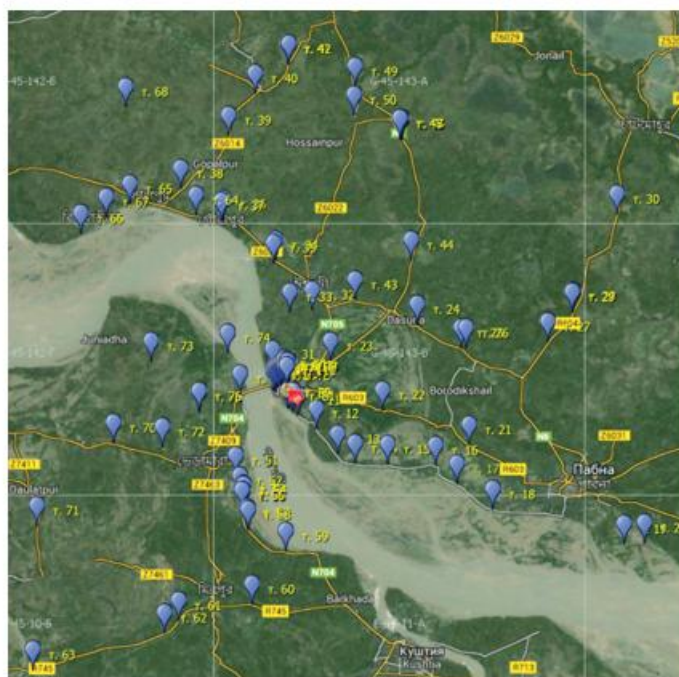


Рисунок 2. Карта-схема отбора проб почвы и сельскохозяйственной продукции в 30 км зоне АЭС «Руппур»

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственной продукции находится на уровне обнаружения приборами и все пробы кормов, как и продукции растениеводства, заведомо не превышают нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 и ВП 13.5.13/06-01. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  низкая и варьируется в пределах 0,2–3,3 Бк/кг, что также значительно ниже установленных нормативов.

Для компонентов наземных экосистем в точках пробоотбора КН и КП  $^{137}\text{Cs}$  варьируются в пределах 0,08–3,00 (Бк/кг)/(Бк/кг) и 0,10–3,62 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) соответственно. Коэффициент накопления (КН) и коэффициент перехода (КП)  $^{90}\text{Sr}$  в точках пробоотбора для сельскохозяйственной продукции и кормов изменялся в пределах 0,49–1,22 (Бк/кг)/(Бк/кг) и 0,61–1,53 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>), соответственно. Полученные показатели КН и КП  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  достаточно хорошо согласуются с общемировыми данными.



По результатам проведенных исследований установлено, что превышений содержания ТМ в продуктах питания (овощи, крупы) не обнаружено. В 2015 г. отобрано 5 проб молока из разных районов региона 30-км зоны АЭС «Руппур». Превышений МДУ ТМ в пробах молока не обнаружено. В результате спектрометрических измерений продуктов питания местного производства отмечено, что удельная активность  $^{40}\text{K}$  находится на уровне фоновых значений. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  не превышает нормативов, установленных СанПин 2.3.2.1078–01 и СанПин 2.3.2.2650–10. Максимальное значение для  $^{40}\text{K}$  составляет 294 Бк/кг. Содержание в продуктах питания местного производства  $^{90}\text{Sr}$  варьируется в пределах 0,08–2,47 Бк/кг. Показано, что удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в несколько раз ниже установленных радиологических нормативов.

Проведено детальное обследование современного (фонового) радиационно-экологического состояния атмосферного воздуха на сети мониторинга в 30-км зоне АЭС «Руппур». По данным проведенных мониторинговых исследований превышений нормативов содержания пыли в атмосферном приземном воздухе не обнаружено. Более того, полученные данные в 2,0–2,3 раза ниже ПДК. Для среднесуточной концентрации недифференцированной по составу пыли допускается принимать значения ПДК: максимальной разовой — 0,5 мг/м<sup>3</sup> среднесуточной — 0,15 мг/м<sup>3</sup>. Проведены исследования на содержание вредных химических веществ ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{C}_4\text{H}_{10}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{C}_2\text{H}_4\text{O}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{C}_3\text{H}_8$ ,  $\text{F}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{Cl}_2$ ) в атмосферном приземном воздухе. В результате наблюдения обнаружено наличие только  $\text{H}_2\text{S}$  и  $\text{CO}$ . Выявленные концентрации этих соединений крайне низки и не представляют опасности.

Данные о содержании ТМ в пробах приземного слоя атмосферы включают: для  $\text{Cd}$  — от 0,16 мг/кг до 1,7 мг/кг, для  $\text{Ni}$  — от 1,94 мг/кг до 14,98 мг/кг, для  $\text{Pb}$  — от 3,87 мг/кг до 214,42 мг/кг, для  $\text{As}$  — от 0,71 мг/кг до 2,44 мг/кг, для  $\text{Hg}$  — от 143 мкг/кг до 709 мкг/кг. По результатам измерений превышения нормативов содержания ТМ в воздухе не обнаружено.

Содержание радионуклидов на фильтрах аспираторных установок были ниже порога определения приборами. Превышений концентрации радионуклидов согласно НРБ-99/09 в приземном атмосферном воздухе не выявлено.

В результате проведения радиационно-экологического мониторинга также исследованы атмосферные выпадения. Результаты лабораторных анализов показали, что содержание естествен-



ных и искусственных радионуклидов в атмосферных выпадениях (дождевая вода) и осевших на фильтрах чрезвычайно низкое и находится на пороге их обнаружения приборами. Единственное определенное значение для  $^{40}\text{K}$  равняется  $467.0 \pm 186$  Бк/кг. Превышений содержания естественных и искусственных радионуклидов в атмосферных выпадениях не обнаружено.

При проведении гидрохимического анализа воды р. Падма были определены следующие показатели: рН, взвешенные вещества, концентрация растворенных газов, ионно-солевой состав, режим биогенных элементов, а также содержание растворенных органических соединений биогенного происхождения и загрязняющих органических веществ. Показано, что содержание бенз(а)пирена в пробах воды чрезвычайно низкое и находится на уровне порога их обнаружения приборами. Показатели содержания нефтепродуктов в пробах поверхностных вод варьируют в диапазоне  $0,02-0,03$  мг/дм<sup>3</sup>. Содержание хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в пробах воды также чрезвычайно низкое.

Превышения ПДК содержания ТМ в пробах воды не обнаружено. Максимально зафиксированные значения валовых форм тяжелых металлов: первого класса опасности — Zn — 244,37 мкг/л; As — 1,74 мкг/л; Cd — 0,3 мкг/л; второго класса опасности — Ni — 12,15 мкг/л; Co — 0,59 мкг/л; Cr — 5,55 мкг/л; третьего класса опасности — Mn — 50,17 мкг/л.

Удельная активность радионуклидов колеблется для  $^{137}\text{Cs}$  в диапазоне от 0,03 до 0,05 Бк/л для поверхностных вод и придонной воды. Содержание радионуклидов  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  в воде чрезвычайно низкое. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в пробах донных отложений варьирует в диапазоне  $0,003-0,05$  Бк/кг. Значения объемной активности трития в водоемах в зоне наблюдения АЭС «Руппур» по данным исследований 2015 г. находятся в диапазоне от 0,77 до 2,05 Бк/л, что на три порядка ниже УВ (7600 Бк/л по НРБ-99/2009).

Превышения ПДК содержания ТМ в пробах донных отложений не обнаружено. Максимальные значения валового содержания тяжелых металлов: первого класса опасности — Pb — 7,46 мг/кг; Zn — 52,3 мг/кг; As — 2,66 мг/кг; Cd — 2,51 мг/кг; Hg — 14,13 мкг/кг; Se — 25,9 мг/кг. По результатам анализа донных отложений превышения удельной активности радионуклидов в образцах не обнаружено. Максимальные значения активности радионуклидов:  $^{137}\text{Cs}$  — 3,2 Бк/кг;  $^{40}\text{K}$  — 721 Бк/кг;  $^{226}\text{Ra}$  — 121 Бк/кг;



$^{232}\text{Th}$  — 136 Бк/кг. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в пробах донных отложений варьирует в диапазоне 0,36–1,98 Бк/кг.

Превышения ПДК содержания ТМ в пробах водной растительности не обнаружено. Максимально зафиксированные значения содержания ТМ первого класса опасности: Pb — 3,14 мг/кг; Zn — 22,9 мг/кг; As — 2,7 мг/кг; Cd — 0,21 мг/кг; Hg — 0,015 мкг/кг; Se — 22,2 мг/кг. По результатам анализа водной растительности превышения удельной активности радионуклидов не обнаружено. Максимальные значения активности радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  — 9 Бк/кг;  $^{40}\text{K}$  — 1090 Бк/кг;  $^{226}\text{Ra}$  — 30,0 Бк/кг;  $^{232}\text{Th}$  — 68,3 Бк/кг. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в пробах водной растительности варьируется в диапазоне 0,9–2,2 Бк/кг.

На основе проведенного в 2014–2015 гг. радиационно-экологического мониторинга 30-км зоны АЭС «Руппур» можно заключить, что экологическая обстановка в регионе в целом благополучная. Заложённая сеть мониторинга атмосферы, наземных и водных экосистем позволит регистрировать изменение ситуации в 30-км зоны АЭС «Руппур» и выявлять влияние работы АЭС на экологическую обстановку в регионе.



## АНАЛИЗ ВЕРТИКАЛЬНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 В ПРОФИЛЕ ПАХОТНЫХ ЧЕРНОЗЕМОВ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ СХЕМАХ ИХ ОПРОБОВАНИЯ

Парамонова Т. А.<sup>1</sup>, Беляев В. Р.<sup>2</sup>, Иванов М. М.<sup>2</sup>, Комиссарова О. Л.<sup>1</sup>  
*Факультет Почвоведения<sup>1</sup> и Географический факультет<sup>2</sup>*  
*МГУ им. М. В. Ломоносова, г. Москва*

### Введение

При оценке экологической значимости присутствия Cs-137 в почвах пост-чернобыльских территорий важным параметром является профильное распределение радионуклида, поскольку оно определяет текущую суперпозицию загрязненного слоя и ризосферного пространства, а также указывает на потенциальную водно-миграционную подвижность радиоцезия и возможность его перехода в подземные воды. Считается, что важной особенностью поведения Cs-137 в почвах является его способность к специфической (необменной) сорбции в межпакетных пространствах и краевых клинообразных расширениях кристаллической решетки некоторых глинистых минералов и слюд (Evans and Dekker, 1966; Круглов и др., 2008). Развитые на лёссовидных суглинках Русской Равнины черноземы, как почвы среднего и тяжелого гранулометрического состава, обогащены глинистыми минералами и обладают выраженным свойством необменного поглощения Cs-137. При этом 70% и более от валовых запасов Cs-137 в черноземах ассоциировано в составе их илистой фракции (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992).

Способность поступившего с атмосферными чернобыльскими выпадениями конденсационного типа в наземные экосистемы лесостепной зоны Cs-137 к прочной фиксации в составе твердой фазы почв определяет локализацию его основных запасов в поверхностных слоях черноземов и низкую скорость дальнейшего проникновения вглубь почвенного профиля. Принципиальными механизмами вертикальной миграции Cs-137 в почвах являются диффузия, конвективный перенос в составе почвенных растворов, лессиваж, перенос вследствие роющей деятельности почвенной мезофауны и по корневым системам растений (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992). Все вышеперечисленные процессы характеризуются малой интенсивностью, вследствие чего проникновение Cs-137 вглубь профиля целинных почв за прошедшие после чернобыльской аварии годы незначительно по масштабам, и в разработках



МАГАТЭ по экспресс-обследованию радиоактивно загрязненных целинных земель содержатся рекомендации к пробоотбору поверхностного 10–15-см слоя почв (Soil Sampling..., 2004).

Иная ситуация складывается на землях сельскохозяйственных угодий, где процессы агротурбации приводят к быстрому разубоживанию загрязнителя в пределах пахотной толщи. Таким образом, в агрогенных почвах запасы радионуклида не изменяются, но профильное распределение принимает иной облик, чем в целинных почвах. Результирующее снижение величин удельной активности Cs-137 в поверхностном 10-см слое, который находится в наиболее тесном взаимообмене с корневыми системами культурных растений, является аргументом в пользу применения глубокой плантажной вспашки в качестве достаточно эффективной контрмеры по реабилитации радиоактивно загрязненных земель (Технологические приемы..., 2010). При этом считается, что в используемых в земледелии почвах Cs-137 в настоящее время сравнительно однородно распределен в пределах пахотного горизонта вследствие постоянного перемешивания почвенного мелкозема при использовании агротехнических приемов вспашки, боронования, дискования и др. В этой связи в практике радиоэкологических исследований в агроценозах обычно используется пробоотбор пахотного горизонта на глубину его видимой мощности с последующим анализом на этой основе характерных показателей величины удельной активности Cs-137 в почвах и плотности их поверхностного радиоактивного загрязнения.

Целью настоящей работы была проверка гипотезы о равномерном распределении Cs-137 в пахотном горизонте агрогенных почв и фактологическая оценка профильного распределения радионуклида в пахотных черноземах районов радиоактивного загрязнения в отдаленный период после Чернобыльской аварии.

### **Объекты и методы исследования**

Оценку параметров профильного распределения Cs-137 в агроценозах черноземной зоны проводили в 2011–2015 гг. на территории Плавского радиоактивного пятна Тульской области — в одном из наиболее выраженных ореолов радиоактивного загрязнения почв европейской части России (рис. 1). Первоначальный уровень накопления Cs-137 в почвах Плавского пятна составлял 185–555 кБк/м<sup>2</sup>, а прогнозные оценки показывают, что радиоактивное загрязнение наземных экосистем территории будет сохраняться вплоть до конца XXI века (Атлас современных и про-



гнозных аспектов..., 2009). При этом благодаря высокому уровню природного плодородия почв региона они не выводились из оборота, но продолжали и продолжают использоваться в сельском хозяйстве, причем по-преимуществу в качестве пахотных угодий.

Опорные участки располагались в центральной части Плавского радиоактивного пятна и были приурочены к водораздельному пространству и верхним частям склонов с агроценозами основных культур зонального полевого севооборота — пшеницы, ячменя, картофеля, амаранта, сои, бобово-злаковой травосмеси.

Почвенная компонента агроценозов на всем массиве опробования была представлена пахотными черноземами выщелоченными, которые характеризовались среднесуглинистым гранулометрическим составом, значительной мощностью органопрофиля (А+АВ варьирует в диапазоне 64–78 см) с содержанием гумуса 6–7%, нейтральной реакцией среды с рН 6,5–7,2 и хорошей оструктуренностью верхних горизонтов, отражающейся на оптимальных значениях плотности сложения 1,1–1,2 г/см<sup>3</sup> (Paramonova et al., 2014).

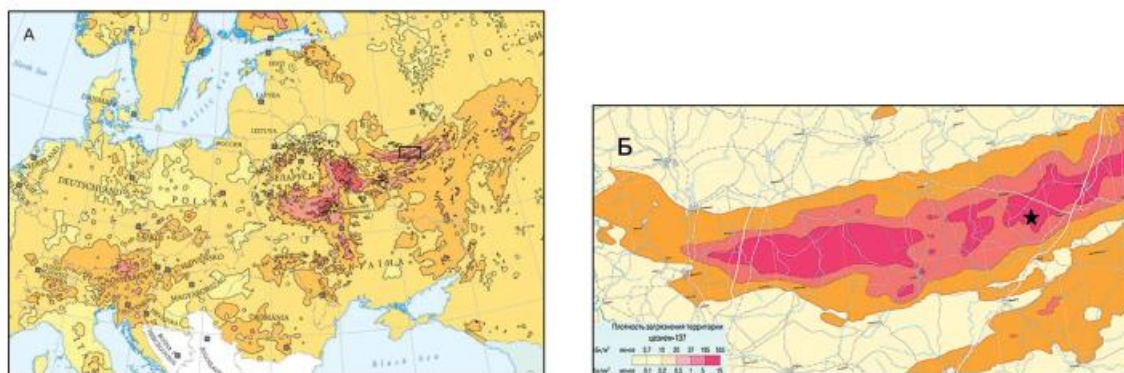


Рисунок 1. Местоположение Плавского радиоактивного пятна на картосхеме загрязнения Европы Cs-137 после черновыльської аварії (А) и привязка опорних участків в межах Плавського радіоактивного плями (Б) (по: Атлас сучасних і прогнозних аспектів, 2009)

Равномерность вертикального распределения Cs-137 в пахотных черноземах Плавского радиоактивного пятна Тульской области в современный период проверялась различными способами: а) при погоризонтном опробовании всей почвенной толщи после морфогенетического описания разреза, б) при пошаговом опробовании пахотного и старопахотного 30-см слоя почв по глубинам 0–10 см, 10–20 см и 20–30 см, в) путем дробного пробоотбора почв по слоям мощностью 3(5) см до глубины 30 см. Послойный отбор почвы в пределах па-



хотной толщии производился с фиксацией объема образца при помощи кольцевого пробоотборника диаметром 8,2 см (для послойного отбора по глубинам с шагом в 10 см) или при помощи выборки мелкозема почвы с площади 25×25 см<sup>2</sup>.

В лабораторных условиях после просушки, измельчения и гомогенизации проб почвы проводилось измерение содержания в них естественных Cs-137 с помощью гамма-радиометра «Мультирад» с блоком детектирования БДКС-63-01А (с использованием программы обработки спектров «Прогресс 5.1») в геометрии «дента» с относительной погрешностью определения удельной активности радионуклида — 10–15%.

Результаты измерений проб, проанализированных в 2011–2014 гг., приводились к соответствующим значениям для 2015 г. с учетом скорости естественного радиоактивного распада Cs-137.

### Результаты и обсуждение

При погоризонтном опробовании пахотных черноземов Плавского радиоактивного пятна с последующим количественным анализом величин содержания Cs-137 установлено, что при типовом строении профиля  $A_{\text{пах}} - A_{\text{ст.пах}} - A - AB - B_k - BC_k - C_k$  глубина массового проникновения Cs-137 в профиле составляет не более 30 см, и >98% запасов радионуклида сосредоточено в пределах горизонтов  $A_{\text{пах}} + A_{\text{ст.пах}}$  (рис. 2). При этом средняя величина удельной активности Cs-137 в пахотном горизонте почв территории на всем массиве опробования составляет  $454 \pm 52$  Бк/кг, в старопажотном —  $420 \pm 37$  Бк/кг. Близость параметров накопления Cs-137 в пахотном и старопажотном горизонтах наглядно свидетельствует об использовании непосредственно после Чернобыльской аварии глубокой вспашки почв территории (до 30 см) в качестве контрмеры против их радиоактивного загрязнения.

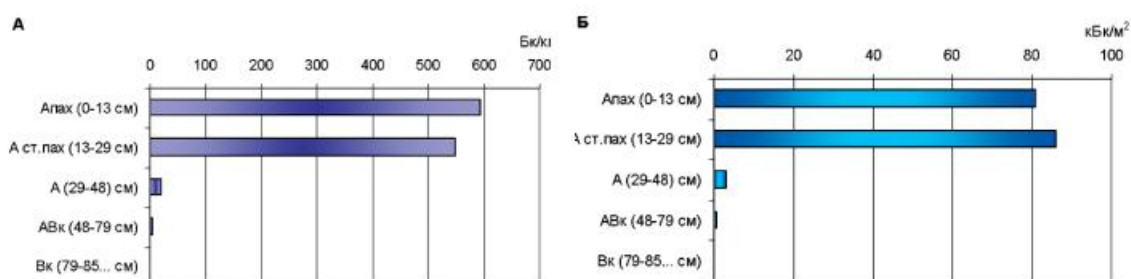


Рисунок 2. Профильное распределение величин удельной активности (А) и запасов (Б) Cs-137 в пахотных черноземах Плавского радиоактивного пятна

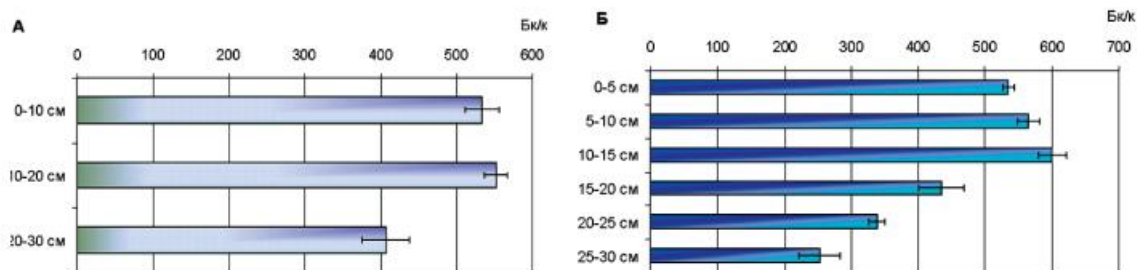


В то же время, современная глубина агротехнической обработки черноземных почв Плавского радиоактивного пятна варьирует (по видам обработки, годам и культурам севооборота) от 10 см до 25 см, что определяет неравномерность перемешивания мелкозема в пост-чернобыльский период и неполную гомогенность вертикального распределения Cs-137 в пределах агротурбированной толщи (рис. 3). При формально близком к недифференцированному вертикальному распределению Cs-137 в пределах актуального пахотного горизонта разница между величинами его удельной активности для выборочных слоев достигает 50–80 Бк/кг, что отмечается как при дробном послойном отборе почв с шагом в 3(5) см, так и при шаге пробоотбора в 10 см. При этом глубина локализации слоя с наибольшим содержанием Cs-137 в пределах  $A_{\text{пах}}$  изменяется по точкам опробования микропрофилей даже в пределах одного пахотного угодья, но наиболее часто максимальная активность радионуклида, превышающая средневыборочные показатели на 10–20%, отмечается на глубинах от 12 до 20 см, т.е. в слое, который при выращивании на полях зерновых культур становится подпахотным. Возможно, что относительно повышенный депозит радионуклида на этих глубинах связан с большей стабильностью структурно-агрегатного состава этой толщи по сравнению с поверхностным слоем 0–10 см, который ежегодно подвергается агротурбациям. Относительно повышенная стабильность почвенных агрегатов слоя 10–20 см позволяет Cs-137 проникать во внутренние слои почвенных отдельностей, к тому же они существенно меньше вовлечены в водный и воздушный эрозионный перенос, который может приводить к селективному выносу радионуклида из почв в составе структурно-агрегатных фракций, концентрирующих Cs-137 в своем составе (Распределение цезия-137..., 2014). Наконец, в то время как в поверхностном 10-см слое пахотных черноземов сосредоточено 55–86% запасов корневой фитомассы, на глубине 10–20 см в агроценозах содержится 10–30% корневой фитомассы, что определяет относительно сниженную интенсивность мобилизации Cs-137 в этом слое в процессах его корневого потребления.

В свою очередь, величина удельной активности Cs-137 на глубине 20–30 см ( $A_{\text{ст.пах}}$ ), как правило, на 20–55% ниже значений, характерных для горизонта  $A_{\text{пах}}$ , но в исследованных агроценозах



с пропашными культурами (картофелем) близка к показателям для поверхностного слоя.



*Рисунок 3. Распределение величин удельной активности Cs-137 в пределах верхней 30-см толщи пахотных черноземов Плавского радиоактивного пятна при опробовании с шагом в 10 см (А) и 5 см (Б)*

В целом, при оценке величины плотности радиоактивного загрязнения агрогенных почв Cs-137 выявлено, что приемы сельскохозяйственной обработки почв оказывают влияние не только на процессы агрогенной миграции радионуклида по профилю, но и благодаря разным глубинам пахоты и дискования под различные культуры, разрыхлению или уплотнению пахотного и подпахотного слоев, могут отражаться на количественных показателях оценки плотности загрязнения почв Cs-137 (Комиссарова, 2015). Так, в период 2012–2015 гг. на полустационарной опорной площадке в центральной части Плавского радиоактивного пятна под сменяющимися друг друга культурами севооборота (ячмень, соя, картофель) производился сравнительный послойный анализ величин запасов Cs-137 в слое 0–30 см с шагом 10 см (табл.), а также в пахотном горизонте, видимая мощность которого варьировала по годам наблюдения от 7 см до 18 см, а плотность сложения изменялась от 0,94 г/м<sup>3</sup> до 1,37 г/м<sup>3</sup>. Установлено, что в случае отбора почвенных проб на глубину текущей вспашки учтенные запасы Cs-137 оцениваются как 36±14 кБк/м<sup>2</sup> для культур сплошного или рядкового сева и как 84±9 кБк/м<sup>2</sup> для пропашных культур, что составляет не более 40% от общего запаса радионуклида в почвенной толще. Вместе с тем, в пределах верхнего агротурбированного 30-см слоя пахотных черноземов территории во всех видах агроценозов сосредоточено не менее 98% запасов Cs-137, что определяет представительность результатов подобной схемы опробования почв. Приведенная к 2015 г. (с учетом радиоактивного распада элемента) плотность поверхностного радиоактивного загрязнения 30-см



слоя пахотных черноземов Плавского радиоактивного пятна варьировала в относительно небольших пределах  $171 \pm 29$  кБк/м<sup>2</sup>, причем при выращивании культур ячменя и сои оценка интегральных запасов Cs-137 была в среднем на 10–15% выше, чем при выращивании картофеля.

Таблица

**Параметры профильного распределения Cs-137  
в слое 0–30 см пахотных черноземов различных агроценозов  
Плавского радиоактивного пятна**

культура	показатель	гряда		0–10 см		10–20 см		20–30 см	
		Бк/кг	кБк/м <sup>2</sup>	Бк/кг	кБк/м <sup>2</sup>	Бк/кг	кБк/м <sup>2</sup>	Бк/кг	кБк/м <sup>2</sup>
ячмень	среднее	–	–	412	90	670	214	237	73
	минимум	–	–	372	59	588	182	198	53
	максимум	–	–	453	121	751	246	276	94
	доверит. интервал*	–	–	80	61	159	62	77	40
	V, %	–	–	14	49	17	21	23	39
соя	среднее	–	–	522	64	540	69	398	56
	минимум	–	–	516	61	468	56	234	32
	максимум	–	–	531	68	588	78	517	68
	доверит. интервал	–	–	9	4	71	13	166	23
	V, %	–	–	2	5	12	16	37	36
картофель	среднее	438	39	399	36	428	45	373	34
	минимум	413	30	315	27	383	36	288	24
	максимум	443	45	457	41	453	53	430	43
	доверит. интервал	17	9	85	9	44	10	85	11
	V, %	3	20	19	23	9	20	20	27

\* – доверительный интервал рассчитывали как  $\pm t_{0,95} \cdot m$

### Заключение

При сохраняющемся в отдаленный период после Чернобыльской аварии высоком уровне радиоактивного загрязнения черноземов Плавского радиоактивного пятна вплоть до настоящего времени может отмечаться неоднородность вертикального распределения Cs-137 по профилю пахотных черноземов, что следует учитывать при радиозэкологическом



обследовании пост-чернобыльских ландшафтов. Для корректной оценки радиэкологического состояния пахотных почв рекомендуется проведение их систематического мониторинга на основе предварительного профильного анализа распределения Cs-137, а также с учетом агротехнических особенностей возделывания различных культур. На территории Плавского радиоактивного пятна наиболее адекватные оценки запасов Cs-137 в пахотных черноземах можно получить на основе опробования верхней 30-см толщи почв, включающей не только современный пахотный горизонт, но и созданный глубокой реабилитационной вспашкой старопахотный горизонт.

### **Благодарности**

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта РФФИ № 14-05-00903. Авторы благодарят ст. науч. сотрудника Географического ф-та МГУ имени М. В. Ломоносова к.г.н. Л. А. Турыкина за неоценимую помощь в проведении полевых исследований.

### **Список литературы**

1. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварий на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси. Минск, 2009. 136 с.
2. Комиссарова О. Л. Зависимость оценки запасов cs-137 в почвах от глубины обработки и плотности пахотных горизонтов // Материалы Пятой Российской молодежной научно-практической Школы с международным участием «Новое в познании процессов рудообразования». М., 2015. С. 97–101.
3. Круглов С. В., Анисимов В. С., Анисимова Л. Н., Алексахин Р. М. Показатели специфической сорбционной способности почв и минеральных сорбентов в отношении  $^{137}\text{Cs}$  // почвоведение, 2008, № 6, с. 693–703.
4. Распределение цезия-137 по агрегатным фракциям пахотных черноземов склонового ландшафта / Парамонова Т. А., Туник А. М., Шамшурина Е. Н., Жидкин А. П. // VII съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиэкология, радиационная безопасность). Москва, 21–24 октября 2014 г. Тезисы докладов. М, 2014. С. 305.
5. Сельскохозяйственная радиология // Алексахин Р. М. и др. / Под ред. Р. М. Алексахина, Н. А. Корнеева. М., 1992. 400 с.



6. Технологические приёмы, обеспечивающие повышение устойчивости агроценозов, восстановление нарушенных земель, оптимизацию ведения земледелия и получение соответствующей нормативам сельскохозяйственной продукции товаропроизводителями различной специализации / Под ред. Н. И. Санжаровой. Обнинск, 2010. 180 с.

7. Evans E. J., Dekker A. J. Fixation and Release of Cs-137 in soils and soil separates // *Canad. J. Soil Sci.*, 1966, V.46, № 3, p.212–217.

8. Paramonova T., Machaeva E., Belyaev V. Modern parameters of caesium-137 root uptake in natural and agricultural grass ecosystems of contaminated post-chernobyl landscape, russia // *Eurasian Journal of Soil Science*. 2015, Vol. 4, № 1. p. 30–37.

9. Soil Sampling for Environmental Contaminants IAEA TECDOC No. 1415. IAEA, Vienna, 2004. 75 p.



## ЛЕСНОЕ ХОЗЯЙСТВО В ЗОНАХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ: ПРОБЛЕМЫ ВОЗВРАЩЕНИЯ К НОРМАЛЬНОЙ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ

А. Н. Раздайводин, И. И. Марадудин, Д. Ю. Ромашкин, А. И. Радин  
*ФБУ Всероссийский НИИ лесоводства и механизации  
лесного хозяйства, г. Пушкино*

В результате катастрофы на Чернобыльской АЭС часть лесного фонда на территории 15 субъектов Российской Федерации была загрязнена радионуклидами. Первоначальная площадь загрязнения лесов оценивается в 1,5 млн. га [1, 2]. Основным радиоизотопом чернобыльского происхождения, загрязняющим леса, является цезий-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ). Для большинства регионов радиоактивные выпадения в лесах характеризовались плотностью загрязнения почвы до  $185 \text{ кБк} \times \text{м}^{-2}$ . В Орловской, Воронежской и Курской областях были выявлены отдельные лесные кварталы с более высокими значениями плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$ , которые не представляют собой крупных лесных массивов. Значительные площади лесов с плотностью загрязнения почвы более  $185 \text{ кБк} \times \text{м}^{-2}$  представлены только в Брянской, Калужской и Тульской областях. Наиболее загрязнены леса Брянской области, где представлены все четыре зоны радиоактивного загрязнения, а в некоторых лесных кварталах плотность загрязнения почвы до настоящего времени превышает  $5550 \text{ кБк} \times \text{м}^{-2}$ .

Для установления площади лесов, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$ , проводятся периодические наземные поквартальные обследования. Современные площади лесов по зонам радиоактивного загрязнения и субъектам Российской Федерации представлены в табл. 1 [3].

Радиоактивное загрязнение, по мнению ряда авторов, изменило природные и потребительские свойства лесного фонда, нарушило сложившийся режим ведения лесного хозяйства и многоцелевого использования лесов [4]. Радиоактивное загрязнение оказывает негативное влияние на условия ведения лесного хозяйства, экологическую, биологическую и противопожарную устойчивость лесов, а также неблагоприятно сказывается на здоровье человека.

Последствия радиоактивного загрязнения для лесного хозяйства проявляются, как в виде прямых факторов, связанных с радиацией: повышенный радиационный фон на лесных участках, радиоактивное загрязнение лесных почв, превышение допу-



стимых уровней содержания радионуклидов в лесных ресурсах; так и косвенных: снижение биологической и противопожарной устойчивости насаждений в результате ограничений лесохозяйственных мероприятий, необходимость дополнительных затрат на обеспечение радиационной безопасности работ в лесу и радиационный контроль продукции, снижение инвестиционной привлекательности лесной отрасли из-за риска получения продукции леса, загрязненной радионуклидами.

Таблица 1

**Площадь лесов, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  по зонам радиоактивного загрязнения, га (2012 г.)**

Субъект РФ	Всего	Плотность радиоактивного загрязнения почвы, кБк $\times$ м $^{-2}$			
		37–185	185–555	555–1480	1480 и более
Брянская	228 808	123 387	70 581	32 889	1951
Калужская	161 344	144 065	16 757	522	–
Тульская	63 583	60 685	2898	–	–
Пензенская	85 033	85 033	–	–	–
Орловская	45 149	45 070	79	–	–
Ульяновская	36 706	36 706	–	–	–
Рязанская	24 227	24 227	–	–	–
Воронежская	16 884	16 834	50	–	–
Белгородская	13 247	13 247	–	–	–
Курская	10 881	10 643	238	–	–
Ленинградская	10 427	10 427	–	–	–
Липецкая	8908	8908	–	–	–
Смоленская	211	211	–	–	–
Итого:	705 408	579 443	90 603	33 411	1951

Лесные биогеоценозы прочно удерживают радионуклиды, предотвращая их миграцию за пределы зон радиоактивного загрязнения. В результате этого, загрязненные радионуклидами леса представляют долговременный объект радиационной опасности. Так, например, на лесных участках мощность дозы ионизирующего излучения часто превышает уровни на примыкающих сельскохозяйственных угодьях. Это связано с повышенным за-



держанием радионуклидов лесами в период аварийных выбросов и загрязнением древостоев по всему вертикальному профилю, а затем включением их в круговорот веществ и миграцией из почвы в надземные ярусы лесных биогеоценозов.

Основная часть  $^{137}\text{Cs}$  в большинстве лесных биогеоценозов сосредоточена в лесной подстилке и верхнем 5–10 см слое почвы. Многолетние наблюдения на стационарных участках радиационного мониторинга лесов показывают, что характер заглублиения  $^{137}\text{Cs}$  по почвенному профилю в поверхностном слое принципиально не меняется (рис. 1). На глубине более 20 см в настоящее время обнаруживается не более 1% от общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  в почве. Данная закономерность характерна для большинства типов леса зоны хвойно-широколиственных лесов.

В зонах радиоактивного загрязнения содержание радионуклидов в лесных почвах в десятки, сотни и даже тысячи раз превышает глобальные выпадения.

Накопление радионуклидов лесной растительностью создает опасность дополнительного облучения человека при использовании лесных ресурсов. В табл. 2 приведены данные радиационного контроля лесных ресурсов, полученные подведомственными организациями Рослесхоза (ФБУ ВНИИЛМ и ФБУ «Рослесозащита») за период 2010–2015 г.г. по некоторым регионам Российской Федерации с различными плотностями загрязнения почвы и лесорастительными условиями.

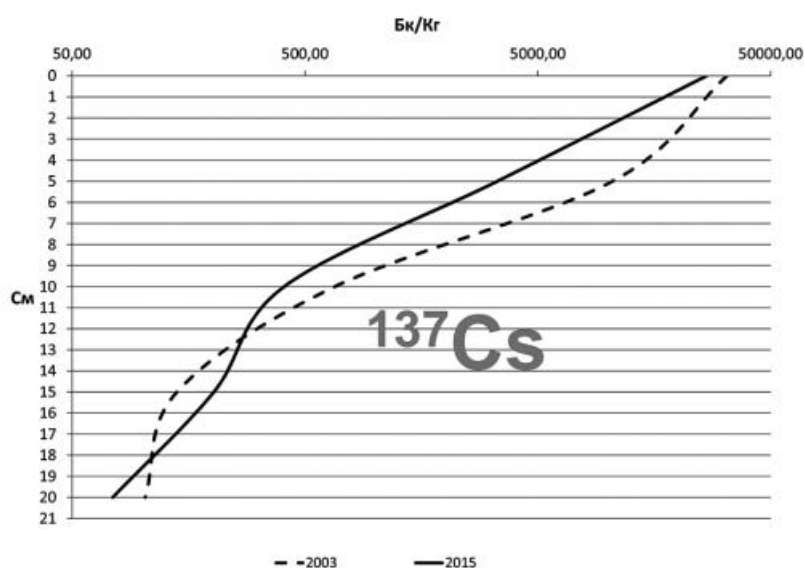


Рисунок 1. Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностном 20-см слое почвы на одном из стационарных участков радиационного мониторинга лесов (Брянская обл.)



**Превышение допустимых уровней содержания радионуклидов  
в лесных ресурсах**

Субъекты Российской Федерации, в которых наблюдаются превышения допустимых уровней	Виды лесных ресурсов и доля проб, превышающих допустимые уровни содержания $^{137}\text{Cs}$ , %			
	Лесная подстилка	Древесина для строительства жилых помещений и домов	Грибы (для всех групп видов)	Дикорастущие ягоды (для всех групп видов)
<i>Допустимые уровни</i>	<i>10 КБк/кг<sup>1)</sup></i>	<i>370 Бк/кг<sup>2)</sup></i>	<i>500 Бк/кг<sup>3)</sup></i>	<i>160 Бк/кг<sup>3)</sup></i>
Брянская обл.	> 50	≤ 30	> 90	> 90
Калужская обл.	≤ 4	≤ 8	≤ 30	≤ 50
Тульская обл.	0	0	≤ 8	≤ 8
Рязанская обл.	0	0	≤ 25	≤ 25
Ленинградская обл.	0	≤ 2	≤ 25	≤ 25

1) НРБ 99/2009 (использован критерий для низкоактивных радиоактивных отходов по  $^{137}\text{Cs}$ );

2) СП 2.6.1.759–99;

3) ТР ТС 021/2011 «О безопасности пищевой продукции».

Ограничения на проведение лесохозяйственных мероприятий в зонах радиоактивного загрязнения приводят к развитию очагов болезней и вредителей леса, накоплению лесных горючих материалов (ЛГМ) за счет увеличения запаса валежа и сухостоя, неблагоприятным сукцессионным процессам, проявляющимся в формировании радиационно-опасных типов насаждений.

Комплекс факторов, связанных с радиационным воздействием и изменением режимов хозяйственной деятельности вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, в долгосрочной перспективе приводит к экологическим, биологическим и ландшафтным изменениям, особенно заметным на территориях с высокими уровнями радиоактивного загрязнения. Так, в связи с переводом некоторых сельскохозяйственных земель в земли запаса и прекращением сельскохозяйственного производства к настоящему времени на них формируются лесные насаждения, не имеющие ведомственной принадлежности (Табл. 3).



**Площадь зарастающих лесом земель, выведенных  
из хозяйственного оборота, по отдельным районам  
Юго-Запада Брянской области, га**

Преобладающая порода	Красногорский район	Гордеевский район
Сосна	1947,6	962
Береза	26 055,0	24 015,0
Осина	288,5	503,6
ИТОГО неучтенных лесов	28 291,1	25 480,6
Лесной фонд	17 970,0	9910,0
Прочие земли	60 838,9	49 709,4

Вновь возникающие насаждения формируются без вмешательства человека, поэтому их хозяйственный потенциал относительно низок, а в радиационном отношении они являются радиационно-опасными лесами с высокими уровнями коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в лесную растительность и низкой противопожарной и биологической устойчивостью.

Произрастание лесных древесных растений в условиях хронического облучения также оказывает влияние на их генеративную способность. Для обнаружения и оценки нарушений стабильности развития лесообразующих пород необходим синтез современных генетических и морфометрических методов [5]. В настоящее время широко применяются методы комплексной биоиндикации. Одним из них является индекс флуктуирующей асимметрии (ИФА). Его используют в качестве индикатора загрязнения природной среды. Под флуктуирующей асимметрией понимается случайное небольшое отклонение от симметрии по любому признаку двусторонне симметричного организма (органа). Флуктуирующая асимметрия является комплексным показателем изменений гомеостаза морфогенетических процессов. Оценка ИФА органов растений позволяет определять признаки снижения биологической устойчивости лесных экосистем в зонах радиоактивного загрязнения на ранних стадиях антропогенной дигрессии

Анализ ИФА листьев березы повислой (*Betula pendula* Roth.), а также асимметрии развития парных хвоинок на укороченных побегах сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в зонах радиоактивного загрязнения демонстрирует «критические» значе-



ния ИФА, характерные для территорий с высокими уровнями техногенного загрязнения. Нарушения развития тесно связаны с удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  в листьях и хвое и в ряде случаев видны без измерения ИФА (рис. 2).

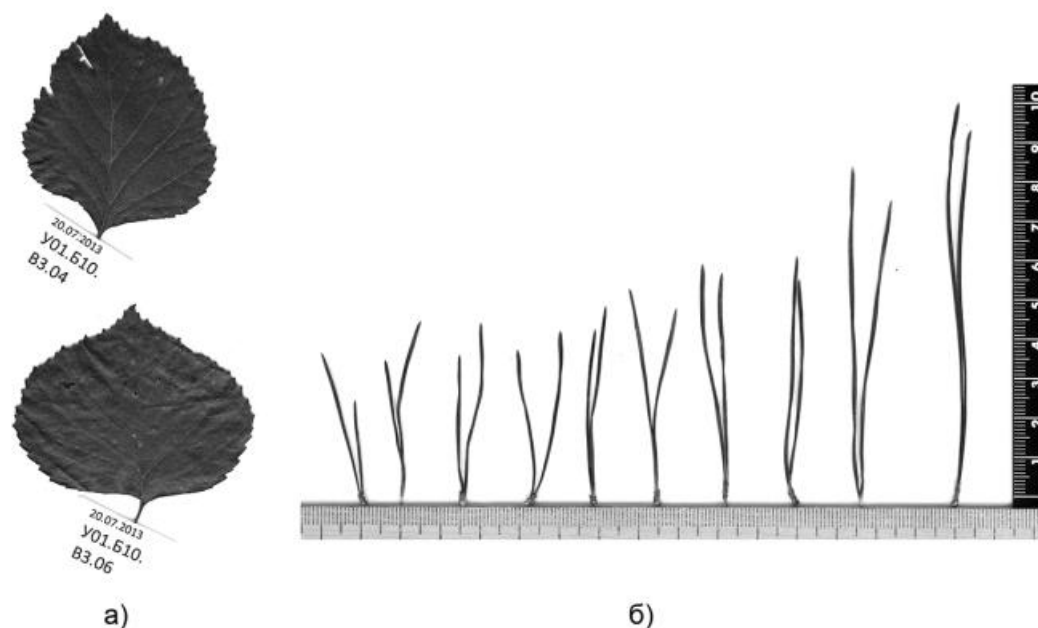


Рисунок 2. Примеры флуктуирующей асимметрии у листьев *Betula pendula* Roth. (а) и *Pinus sylvestris* L. (б) в зонах радиоактивного загрязнения

Генетические и эпигенетические процессы адаптации популяций лесных древесных растений к условиям хронического облучения требуют внимательного изучения для обеспечения защитного потенциала и токсико-экологической безопасности природных экосистем в условиях радиоактивного загрязнения.

В целях ускорения решения проблемы возвращения лесного хозяйства к нормальной жизнедеятельности на лесных территориях в зонах радиоактивного загрязнения считаем целесообразным:

- приведение существующих насаждений в радиационно-безопасное состояние за счет формирования устойчивых смешанных насаждений с участием хозяйственно ценных пород на базе коренных типов леса;
- регламентация лесохозяйственных работ по зонам загрязнения, выделение радиационно-безопасных лесных участков для использования без ограничений по радиационному фактору;



- создание специальных научных полигонов в зонах с высокими плотностями загрязнения почвы для использования лесов в научных и образовательных целях;
- совершенствование систем доступа, контроля санитарного состояния лесов, предотвращения радиоактивных лесных пожаров в зонах радиоактивного загрязнения;
- разработка методологии контроля динамики трансформации лесных экосистем и растительных сообществ в условиях ограничения хозяйственной деятельности;
- информационное обеспечение реабилитационных мероприятий на основе развития системы радиационного мониторинга лесов и радиационного контроля содержания радионуклидов в лесных ресурсах.

### Список литературы

1. Алексахин Р. М., Булдаков Л. А., Губанов В. А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. / Под общей ред. Ильина Л. А. и Губанова В. А. — М.: ИздАТ, 2001, 438 с.
2. 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.
3. Современные аспекты радиационной безопасности в лесах Российской Федерации / Раздайводин А. Н., Марадудин И. И. // ВНИИЛМ — 80 лет научных исследований: сб. ст. посвящ. 80-летию ВНИИЛМ. — М.: ВНИИЛМ, 2014 — С 167–183.
4. Марадудин И. И. Радиоэкологическое районирование лесов, загрязненных радионуклидами / И. И. Марадудин, Е. А. Жуков, А. Н. Раздайводин, А. И. Радин, Д. Ю. Ромашкин // Радиационная биология радиоэкология. — 2009. — Т. 49, № 4. — С. 502–509.
5. Раздайводин А. Н. и др. Оценка биологической устойчивости лесов в зонах радиоактивного загрязнения по флуктуирующей асимметрии хвои сосны обыкновенной // Современное состояние и перспективы охраны и защиты лесов в системе устойчивого развития: Материалы международной научно-практической конференции, Гомель. — 2013. — 267–271



## **МАЛОГАБАРИТНЫЙ АВТОМАТИЗИРОВАННЫЙ ЗОНД НА БАЗЕ БПЛА С ВЕРТИКАЛЬНЫМ ВЗЛЕТОМ И ПОСАДКОЙ ДЛЯ МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ОПАСНЫХ ОБЪЕКТОВ**

Н. М. Ситников, А. С. Азаров, И. И. Чекулаев, Д. В. Акмулин,  
В. И. Ситникова, А. Д. Катюнин, А. Э. Улановский  
*ФГБУ «Центральная аэрологическая обсерватория»,  
г. Долгопрудный*

Информация о вертикальных распределениях метеопараметров, таких как температура, влажность, скорость и направление ветра в пограничном слое атмосферы играет большую роль в решении многих задач метеорологии, обеспечения полетов авиационной и космической техники, мониторинга окружающей среды, математического моделирования атмосферных явлений и т.д. Для получения этой информации используются различные средства, применяющие как контактные, так и дистанционные методы измерений. Измерения вертикальных распределений температуры в пограничном слое атмосферы выполняют радиометрическими методами, в частности, радиометрическими профиломерами [1]. Для измерения вертикальных распределений скорости ветра используются акустические локаторы (сода-ры) [2]. Такие измерения требуют, как правило, использования громоздкой, дорогостоящей, стационарной аппаратуры. Измерения вертикальных распределений влажности представляют собой отдельную задачу, для решения которой необходима специальная аппаратура. Вертикальные распределения параметров атмосферы также можно получать с помощью аппаратуры, устанавливаемой на метеорологических мачтах. Однако, метеорологические мачты высотой в несколько сотен метров представляют собой уникальные сооружения, существующие в единичных экземплярах. Наиболее точные данные о вертикальных распределениях температуры, влажности, скорости и направления ветра получают с помощью шаров-зондов, использующих контактные методы измерений. Такие измерения производятся 1–2 раза в сутки с аэрологических станций и происходят, как правило, с потерей измерительной аппаратуры, стоимость которой составляет от 80 до 250 долларов США (не считая стоимости средств подъема аппаратуры, таких как оболочки, гелий для наполнения и т.д.).



В дополнение к известным методам и средствам может служить метеорологический зонд на основе беспилотного летательного аппарата (БПЛА). Данное устройство позволяет реализовать измерения вертикальных распределений всей совокупности метеорологических параметров атмосферы, таких как температура, давление, влажность, скорость и направление ветра и не только их. При необходимости на борту может быть установлена аппаратура для определения газового и аэрозольного состава атмосферы, концентрации загрязняющих примесей и т.д. Некоторые образцы малогабаритной бортовой измерительной аппаратуры разработаны в ФГБУ «ЦАО» [3]. Для измерения пространственных распределений метеопараметров может быть использована простая, не дорогая модель самолетного [4–6] или вертолетного типа с электрическим источником тяги и системой автопилотирования. Установленные на борту датчики позволяют производить точные измерения температуры, влажности, скорости и направления ветра, распределения низкой облачности и слоев тумана с помощью контактных методов. Летательный аппарат вертолетного типа, оснащенный системой автопилотирования, позволяет автоматизировать процесс измерений вертикальных распределений параметров атмосферы. При этом, проведение измерений может выполняться специалистами, не имеющими опыта пилотирования беспилотных летательных аппаратов. Задачи полета могут включать в себя синхронные измерения пространственных распределений метеопараметров и концентрации загрязняющих примесей, что даст наиболее полную и достоверную информацию о локальной метеорологической и экологической обстановке вблизи потенциально опасного объекта.

В ФГБУ «ЦАО» разработан макетный образец метеорологического зонда на базе летательного аппарата вертолетного типа (квадрокоптера), проведены его лабораторные и полевые испытания. Вес метеорологического зонда грузоподъемностью 200 г — около 1 кг. Полный комплект оборудования, включая наземную станцию, не превышает 5 кг. Высота подъема — до 1000 м и выше. Время измерения вертикальных распределений метеопараметров — 10–15 мин. Метеорологический зонд запускается с земли, дальнейший полет и приземление происходят в автоматическом режиме. Данные записываются в бортовую систему сбора информации, они могут также передаваться на наземную станцию. При необходимости на борт БПЛА может быть установлена аппаратура для измерения газового и аэрозольного состава



атмосферы. Система автопилотирования летательного аппарата позволяет планировать маршрут полета. В состав бортовой системы автопилотирования входят GPS модуль, гироскоп и компас, показания которых могут быть записаны на карту памяти или переданы на наземную станцию. Управление аппаратом заключалось только в подаче команды на взлет, дальнейший полет, а также возвращение аппарата в точку вылета и его приземление происходили в автоматическом режиме без участия оператора. Программа, по которой происходил полет, состояла в подъеме аппарата вертикально вверх на заданную высоту с заданной скоростью подъема, спуск с заданной скоростью и приземление в точку вылета.

На борту летательного аппарата была установлена измерительная аппаратура, содержащая датчики температуры, давления, влажности. Для измерения скорости ветра по направлениям диагоналей квадрокоптера были установлены измерительные трубки диаметром 2 мм, причем концы трубок выходили за пределы зоны возмущения воздуха, создаваемого несущими винтами. К другим концам трубок были подсоединены дифференциальные датчики давления, причем один датчик давления подключался к трубкам, расположенным параллельно в противоположных направлениях. Одновременно измерялось абсолютное давление воздуха с помощью датчика давления, установленного на борту летательного аппарата. Таким образом, на борту летательного аппарата измерялись два дифференциальных давления в двух взаимно перпендикулярных направлениях и абсолютное давление воздуха  $P$ . Данные измерений записывались на карту памяти на борту летательного аппарата.

Определение скорости и направления ветра из показаний датчиков осуществлялось по измерению давления набегающего потока, создаваемого компонентами вектора скорости перпендикулярным соответствующим торцам измерительных трубок с использованием формулы.

$$\Delta P = \frac{\rho v_{\perp}^2}{2}$$

Плотность воздуха  $\rho$  может быть определена из результатов измерения метеопараметров по формуле:

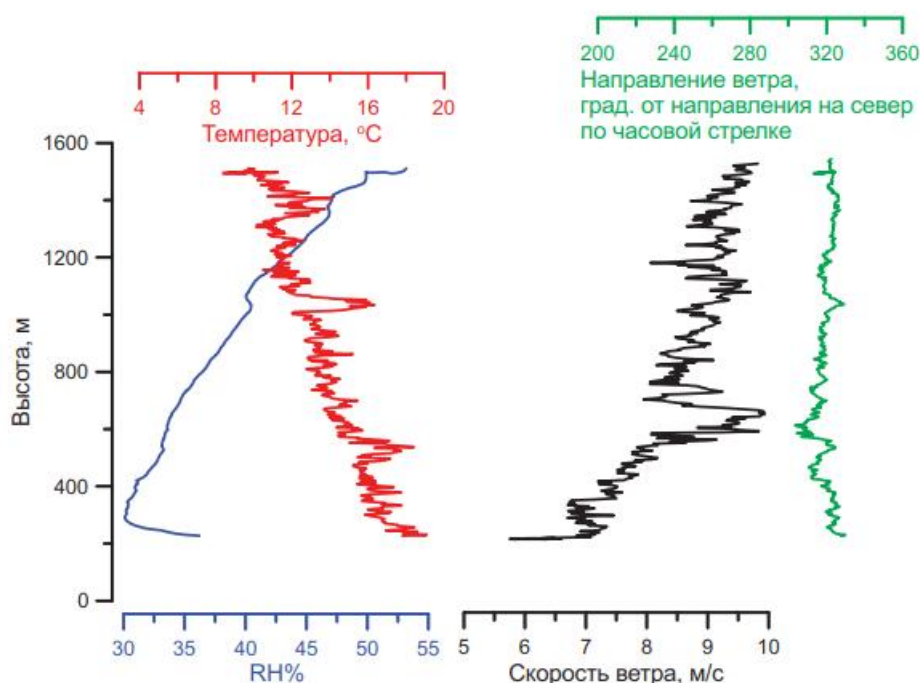
$$\rho = \frac{M}{RT} P$$



— где  $M$  — молекулярный вес воздуха,  $P$  — абсолютное давление воздуха,  $T$  — абсолютная температура,  $R$  — универсальная газовая постоянная.

Направление ветра определялось как арктангенс угла треугольника, образованного компонентами векторов скорости ветра по двум взаимно перпендикулярным направлениям. При этом, ориентация летательного аппарата поддерживалась с помощью системы автопилотирования с точностью  $\pm 2$  градуса. При вычислениях вертикальных распределений скорости и направления ветра учитывались углы наклона летательного аппарата относительно горизонтальной плоскости, определяемые с помощью гироскопа, установленного на борту.

На рисунке 1 приведены результаты измерений метеопараметров до высоты 1500 м. Постоянная времени во время измерений составляла 1 секунду. Скорость подъема летательного образца составляла около 5 м/с.



*Рисунок 1. Вертикальные распределения метеорологических параметров атмосферы до высоты 1500 м, измеренные в процессе полевых испытаний макетного образца метеозонда*

Таким образом, в результате проведенных исследований показана возможность создания автоматизированного метеорологического зонда на базе беспилотного летательного аппарата вертолетного типа. Разработан макетный образец метеорологиче-



ского зонда, проведены его лабораторные и полевые испытания. Измерены вертикальные распределения метеорологических параметров до высоты 1500 м. Особенностью метеозонда является то, что для его использования не требуется опыта пилотирования беспилотных летательных аппаратов, измерения метеопараметров производятся автоматически. Небольшие габариты и вес обеспечивают его мобильность и возможность использования в любом месте. В частности, данный аппарат с установленной на борту аппаратурой для измерения концентрации загрязняющих примесей, может быть использован для метеорологического и экологического мониторинга потенциально опасных объектов, таких как атомные электростанции, химические заводы и т.д.

### Список литературы

1. Кадыгров Е. Н. Микроволновая радиометрия атмосферного пограничного слоя — метод, аппаратура, результаты измерений. *Оптика атмосферы и океана*. 2009. Т. 22. № 7. С. 697–704.
2. Локощенко М. А., Перепелкин В. Г., Семенова Н. В. Допплеровские содарные измерения вертикальной составляющей скорости ветра. *Метеорология и гидрология*. 2003. № 7. С. 40–50.
3. Ситников Н. М., Акмулин Д. В., Борисов Ю. А., Ситникова В. И.\*, Соколов А. О., Улановский А. Э., Чекулаев И. И., Равеньяни Ф. Использование беспилотных летательных аппаратов для мониторинга атмосферы. *Метеорология и гидрология*, 2013, № 1, С. 90–99.
4. Aline van den Kroonenberg A. C., Martin T., Buschmann M., Bange J. and Vörsmann P., 2008: Measuring the Wind Vector Using the Autonomous Mini Aerial Vehicle M2AV. *J. Atmos. Oceanic Technol.*
5. McGonigle A.J.S., Aiuppa A., Giudice G., Tamburello G., Hodson A. J., Gurrieri S., 2008: Unmanned aerial vehicle measurements of volcanic carbon dioxide fluxes. *Geophysical research letters*, v. 35, L06303, 4 PP.
6. Pereira E., Bencatel R., Correira J., Felix L., Gonsalves G., Morgado J. and Sousa J., 2009. Unmanned Air Vehicles for coastal environmental research. *Journal of Coastal Research*, SI 56 (Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Coastal Symposium) 1557–1561. Lisbon, Portugal, ISSN0749–0258.



# МОНИТОРИНГ ОБЪЕМНОЙ АКТИВНОСТИ РАДОНА В ПРИЗЕМНОМ АТМОСФЕРНОМ СЛОЕ НА ОСНОВЕ ПОКАЗАНИЙ γ-СПЕКТРОМЕТРА СЭГ-017: АНАЛИЗ ПОГРЕШНОСТЕЙ

<sup>1</sup>Лаврухин Ю.Е., <sup>1,2</sup>Соколов А.В., <sup>1</sup>Гроздов Д.С.  
<sup>1</sup>ГЕОХИ РАН, г. Москва, <sup>2</sup>ИПИ РАН, г. Москва

## Аннотация

Статья посвящена моделированию и анализу погрешностей описания динамики объемной активности  $^{222}\text{Rn}$  и дочерних продуктов его распада свинца  $^{214}\text{Pb}$  и висмута  $^{214}\text{Bi}$  на основе регистрации характеристик поля  $\gamma$ -излучения, измеряемого спектрометром СЭГ-017. Применение оригинальных методик обработки экспериментальных данных позволило не только отсеять ошибки измерений и рассчитать динамику объемных активностей, но и оценить точность измерений и моделирования процесса в целом.

## Материалы и методы

### *Измерительная система*

Измерения проводили с помощью сцинтилляционного гамма-спектрометра СЭГ-017 [1]. Спектрометр СЭГ-017 предназначен для измерения радиоактивности и определения изотопного состава источников гамма-излучения путем преобразования энергии гамма-квантов в пропорциональные по амплитуде электрические импульсы, получения информации об энергетическом спектре гамма-излучения и ее анализа. В качестве детектора гамма-квантов в спектрометре СЭГ-17 используется сцинтилляционный детектор  $\text{NaI}(\text{Tl})$  размером 80\*80 мм, который последовательно соединен с фотоэлектронным умножителем, предусилителем, блоком АЦП и блоком передачи информации. Относительное энергетическое разрешение по линии гамма-излучения с энергией 661 кэВ ( $^{137}\text{Cs}$ ) составляет не более 10%. Диапазон регистрируемых энергий гамма-излучения (0,05–3,00 МэВ) позволяет регистрировать дочерние продукты распада  $^{222}\text{Rn}$ . Исполнение спектрометра позволяет проводить полевые измерения при температуре окружающей среды от  $-40$  до  $+50$  °С. Результатом измерений спектрометра является энергетический спектр. В данном исследовании продолжительность набора одного спектра составляла 15 минут.



### *Обработка спектров и расчет радиоактивности нуклидов*

Обработку полученных спектров проводили с помощью разработанного в ГЕОХИ РАН программного обеспечения «Spider» v2.0. Последнее в автоматическом режиме проводит ряд процедур по обработке спектра: сглаживание первоначальных данных; поиск пиков; расчет фоновой составляющей спектра; расчет площадей пиков; разрешение мультиплетов при их наличии, что повышает надежность обработки в целом; радионуклидную идентификацию по базе данных.

Значение радиоактивности идентифицированного в спектре нуклида рассчитывали путем деления площади пика на эффективность регистрации пика полного поглощения.

Расчет эффективности регистрации пика полного поглощения спектрометром в зависимости от любого расстояния и угла [2] проводили с использованием моделирования методом Монте-Карло в полусфере радиусом 500 м. При моделировании использовали равномерную функцию распределения радионуклидов в приземном слое атмосферы, а также поглощение гамма-излучения в воздухе в зависимости от метеоусловий (температура, атмосферное давление, влажность воздуха).

### **Экспериментальные данные**

Регистрирующий прибор, спектрометр СЭГ-017 находился на крыше здания ГЕОХИ РАН (высота около 15 м) в г. Москва (Воробьевы горы). Регистрируемые каждые 15 минут спектры  $\gamma$ -излучения приземного слоя атмосферы обрабатывались программами обработки спектров и расчета радиоактивности нуклидов с целью оценить объемную активность (Бк/м<sup>3</sup>) распада  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  по линиям  $\gamma$ -излучения 352 кэВ и 609 кэВ соответственно. Величины свободного пробега  $\gamma$ -квантов энергий 352 кэВ и 609 кэВ равны 53 м ( $^{214}\text{Pb}$ ) и 66 м ( $^{214}\text{Bi}$ ) соответственно. Таким образом, большая часть регистрируемых спектрометром квантов приходит с расстояния до 100 метров и полученные измерения объемные активности распада  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  относятся к приземному атмосферному слою высотой около 100 метров.

Значения объемной активности распада  $^{222}\text{Rn}$  и его дочерних радионуклидов в приземном атмосферном слое оцениваются значениями порядка нескольких Бк/м<sup>3</sup>, что (по порядку величины) соответствует нижнему пределу чувствительности используемого спектрометра [3]. Дополнительные погрешности в измерения вносят анизотропия приемника, форма источника, программы обработки и др.



В данном исследовании рассматриваются изменения объемной активности  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  с характерными временами около 1 часа. Более точно, предполагается, что за 1 час объемные активности в среднем удовлетворительно аппроксимируются линейной функцией. Более быстрые изменения не исследуются и включаются в погрешности измерений. По этой причине временные интервалы с осадками (и 2 часа после) из рассмотрения исключаются.

Для данного исследования использовались три периода регистрации данных: лето-осень (18.08.2008–13.09.2008), зима (11.01.2009–11.02.2009) и весна (01.04.2009–30.04.2009). Фрагмент периода лето-осень приведен на рис 1.

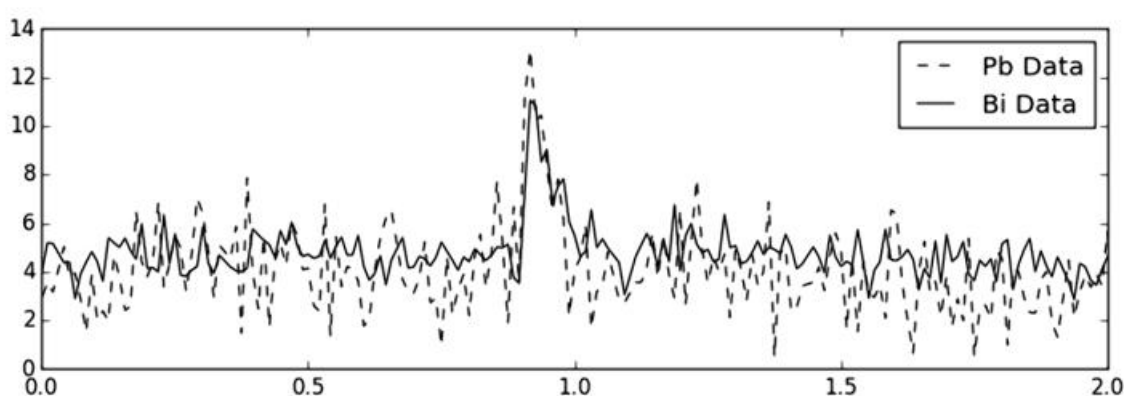


Рисунок 1. Фрагмент исходных данных с 18.08.2008 по 20.08.2008.  
Пик в центре вызван вымыванием (дождь)  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$   
из верхних слоев атмосферы

### Оценка точности измерений.

Измерения объемной активности  $^{214}\text{Pb}$  (аналогичные формулы для  $^{214}\text{Bi}$  не приводятся)  $m_i^{Pb}$ ,  $i = 0 \dots I$ , соответствующие им неизвестные погрешности  $\varepsilon_i^{Pb}$ ,  $i = 0 \dots I$  и неизвестные точные значения,  $x_i^{Pb}$ ,  $i = 0 \dots I$  связаны соотношениями

$$m_i^{Pb} = x_i^{Pb} + \varepsilon_i^{Pb}, \quad i = 0 \dots I,$$

где в индекс  $i$  соответствует моментам времени  $0, h, 2h, 3h, \dots$   
 $T=I \cdot h$ ,  $h=900$  сек — шаг измерений (15 мин).

Для оценки точности (дисперсии) измерений  $\sigma_{\text{изм}}$  воспользуемся сравнением исходного временного ряда с рядом, полученным методом скользящего среднего (по 3 точкам). В предположении, что на интервале  $3 \cdot h$  (45 мин) искомую неизвестную функцию можно приблизить линейной ( $2 \cdot x_i^{Pb} = x_{i-1}^{Pb} + x_{i+1}^{Pb}$ ) и что по-



грешности являются случайными нормально распределенными величинами, справедливо

$$\Delta_{cc} = \frac{1}{I-1} \sum_{i=1}^{I-1} (m_i^{Pb} - \frac{1}{3}(m_{i-1}^{Pb} + m_i^{Pb} + m_{i+1}^{Pb}))^2 = \frac{2}{3} (\sigma_{изм}^{Pb})^2$$

### Аппроксимация данных. Оценка погрешности моделирования

Для аппроксимации и оценки точности собранных данных воспользуемся оригинальным методом гладкой аппроксимации SvF (Simplicity versus Fitting, Простота модели против подгонки). Метод состоит в поиске компромисса между простотой модели и точностью повторения экспериментальных данных.

На рис. 1 изображены 3 варианта аппроксимации фрагмента данных (1 сутки) измерений объемной активности  $^{214}\text{Bi}$ . Прямая линия на рис. 1а является простейшей вариантом аппроксимации, однако проходит слишком далеко от исходных данных. Противоположностью ее является ломаная на рис. 1б — слишком сложная модель, точно проходящая через все точки и, как следствие, повторяющая все случайные ошибки. Наконец, кривая на Рис. 1в является результатом выбора оптимального баланса между простотой модели и точностью повторения измерений, полученного путем применения метода SvF, который позволяет не только вычислить модельную кривую, но и оценить ее близость к неизвестной точной зависимости (коридор  $\pm \sigma_{\text{мод}}$ ).

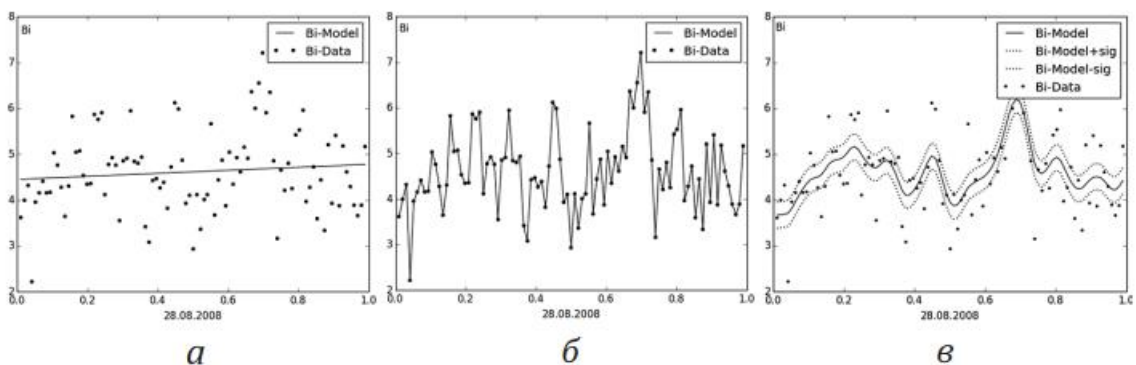


Рисунок 1. Различные варианты аппроксимации данных (объемная активность  $^{214}\text{Bi}$ , Бк/м<sup>3</sup>): а — слишком простая модель, слишком далеко от данных, б — слишком сложная модель, слишком близко к данным (повторяют ошибки), с — оптимальный компромисс между сложностью модели и точностью повторения данных, оптимально сбалансированная модель и соответствующий коридор ( $\pm \sigma_{\text{мод}}$ ) для неизвестных точных значений



Поиск оптимально сбалансированной неизвестной функции  $\varphi$  для набора измерений  $\{m_i, t_i\}, i = 1, \dots, I$ , осуществляется путем минимизации функционала

$$\min_{\varphi} Q = (1 - \beta)Q_{\text{близ}}(\varphi) + \beta Q_{\text{слож}}(\varphi), \quad 0 \leq \beta \leq 1,$$

состоящего из взвешенной суммы двух слагаемых, определяемых функционалами сложности модели  $Q_{\text{слож}}(\varphi)$  и близости модели к исходным данным  $Q_{\text{близ}}(\varphi)$ .

Различные значения веса  $\beta$  определяют решения с различным соотношением сложность/близость. Выбор оптимального веса  $\beta$  осуществляется оценкой точности решения на независимом экспериментальном материале или на основе процедуры перекрестного оценивания (Cross-validation).

В том случае, когда  $\varphi$  является функцией от одной переменной, предлагается выбрать функционалы:

$$Q_{\text{близ}} = \sum_{i=1}^I (m_i - \varphi(t_i))^2, \quad Q_{\text{слож}} = \int_0^T (\varphi''(t))^2 dt.$$

В простейшем случае (убирание из множества данных по одной точке в процедуре Cross-validation) численная модель поиска  $\beta$  сводится к решению задачи (двухуровневой) минимизации:

$$(\sigma_{\text{анп}})^2 = \min_{\beta} \sum_{j=1}^I ((m_j - \varphi_j(t_j))^2),$$

где  $\varphi_j(t)$  (аппроксимация для заданного массива экспериментальных данных с одной  $j$ -ой удаленной точкой) определяются из

$$\min_{\varphi_j(x)} \left( \sum_{i=1, i \neq j}^I (m_i - \varphi_j(t_i))^2 + \beta \int_0^T (\varphi_j''(t))^2 dt \right).$$

Результатом численного решений такой задачи аппроксимации (сочетающей идентификацию параметров и верификацию решения) являются точки  $\hat{x}_i = \varphi(t_j)$  и достаточно надежная оценка их близости  $\sigma_{\text{анп}}$  к исходным измерениям  $(m_i)$ :

$$(\sigma_{\text{анп}})^2 = \sum_{i=1}^I (m_i - \hat{x}_i)^2 = \sum_{i=1}^I (m_i - x_i + x_i - \hat{x}_i)^2 = \sum_{i=1}^I (x_i - \hat{x}_i)^2 + (\sigma_{\text{изм}})^2,$$

что позволяет получить оценку среднеквадратичного отклонения полученного модельного решения  $\hat{x}_i$  от неизвестного точного решения  $x_i$ :



$$(\sigma_{\text{mod}})^2 = \sum_{i=1}^I (x_i - \hat{x}_i)^2 = (\sigma_{\text{анпр}})^2 - (\sigma_{\text{изм}})^2$$

## Результаты и их обсуждение

Результаты применения описанных выше методик аппроксимации и оценки погрешностей к данным по динамике объемной активности приведены в таблице.

Таблица

### Анализ погрешностей

№	Параметр	Ед	Обозначение	<sup>214</sup> Bi	<sup>214</sup> Pb	<sup>222</sup> Rn
1	Дисперсия исходных данных	Бк/м <sup>3</sup>		0.91	1.71	
2	Среднее исходных данных	Бк/м <sup>3</sup>		4.73	4.20	
3	Среднее количество импульсов	Шт		536	168	
4	Статистическая ошибка	Бк/м <sup>3</sup>		0.04	0.08	
5	Погрешность измерений	Бк/м <sup>3</sup>	$\sigma_{\text{изм}}$	0.71	1.50	
6	Погрешность аппроксимации кривой	Бк/м <sup>3</sup>	$\sigma_{\text{анпр}}$	0.77	1.63	
7	Погрешность моделирования кривой	Бк/м <sup>3</sup>	$\sigma_{\text{mod}}$	0,29	0,64	
8	Погрешность аппроксимации дифференциальной модели	Бк/м <sup>3</sup>	$\sigma_{\text{анпр}}$	0.77	1.60	
9	Погрешность моделирования дифференциальной модели	Бк/м <sup>3</sup>	$\sigma_{\text{mod}}$	0.28	0.55	0.28

Полученная оценка погрешности измерений (строка 5) значительно превосходит статистическую ошибку (строка 4), появляющуюся в результате регистрации лишь ограниченного числа импульсов, и включает погрешности спектрометра, погрешности расчета объемных активностей, а также влияние процессов с характерными временами менее 1 часа, например, изменение концентраций радона и его потомков в результате быстрой смены воздушных масс.



Погрешность аппроксимации кривой (строка б), как и следовало ожидать, оказалась больше погрешности измерений, что позволило оценить погрешность моделирования неизвестной точной кривой (строка б). На рис. 2 и 3 приведены фрагменты (с 28.08.2008 по 04.09.2008) результатов аппроксимации обработки измерений объемной активности  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  и соответствующие коридоры ( $\sigma_{\text{мод}}$ ) для неизвестных точных значений.

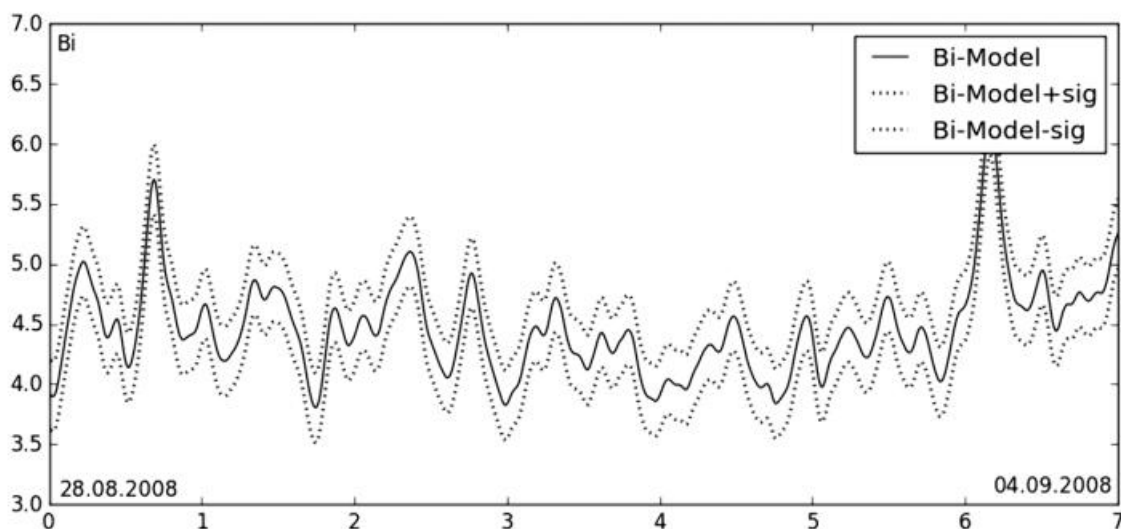


Рисунок 2. Оптимально сбалансированная (метод SvF) аппроксимация объемной активности  $^{214}\text{Bi}$  (Бк/м<sup>3</sup>) и соответствующий коридор ( $\pm\sigma_{\text{мод}}$ ,  $\sigma_{\text{мод}} = 0.28$ ) для неизвестных точных значений

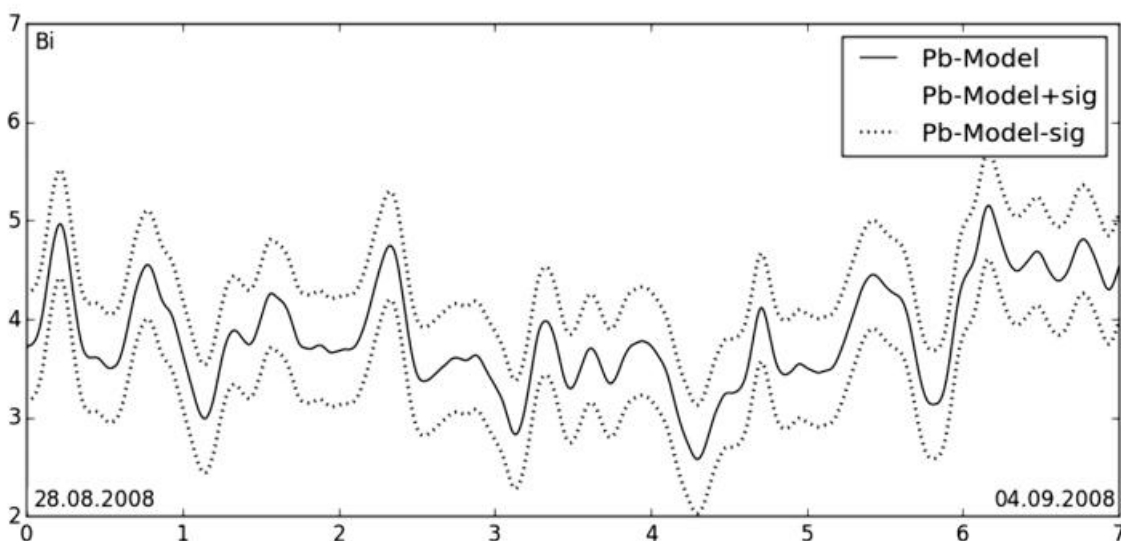


Рисунок 3. Оптимально сбалансированная (метод SvF) аппроксимация объемной активности  $^{214}\text{Pb}$  (Бк/м<sup>3</sup>) и соответствующий коридор ( $\pm\sigma_{\text{мод}}$ ,  $\sigma_{\text{мод}} = 0.55$ ) для неизвестных точных значений



Наконец, в строках 8 и 9 таблицы приведены погрешности объемной активности  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  и  $^{222}\text{Rn}$ , полученные из дифференциальной модели. Используемая модель состоит из 2 дифференциальных уравнений и соответствующими начальными условиями:

$$\frac{dPb}{dt} = \lambda_{Rn} Rn - \lambda_{Pb} Pb, \quad Pb(0) = Pb^0, \quad (2)$$

$$\frac{dBi}{dt} = \lambda_{Pb} Pb - \lambda_{Bi} Bi, \quad Bi(0) = Bi^0, \quad (3)$$

где  $Rn, Pb, Bi$  — изменяющиеся во времени  $t \in [0, T]$  концентрации соответствующих элементов, а  $\lambda$  — соответствующие постоянные распада.

Задача состоит в поиске неизвестных функций  $Rn(t), Pb(t), Bi(t)$  и начальных условий на основе измерений  $m_i^{Pb}, m_i^{Bi}, i = 0 \dots I=T/h$ .

Для регуляризации задачи (и оптимизации соотношения сложность/близость) выберем функционалы:

$$Q_{\text{слож}} = \int_0^T (Rn''(t))^2 dt, \quad Q_{\text{близ}} = \sum_{i=0}^{T/h} (Pb_i^m - m_i^{Pb})^2 + \sum_{i=0}^{T/h} (Bi_i^m - m_i^{Bi})^2.$$

Решения с различными соотношениями простота/близость, определяемыми весом  $\beta$ , являются результатом минимизацией функционала

$$\min_{Rn(t)} Q = (1 - \beta) Q_{\text{близ}}(\varphi) + \beta Q_{\text{слож}}(\varphi), \quad 0 \leq \beta \leq 1,$$

Для выбора оптимального  $\beta$  использовалась процедура перекрестного оценивания. Фрагмент полученного численного решения поставленной задачи приведен на рис. 4.

### Заключение

Приведенные результаты моделирования объемной активности  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  подтверждают эффективность предложенных методов обработки экспериментальных данных. Применение метода гладкой аппроксимации (SvF) и соответствующий анализ погрешностей позволили не только отсеять ошибки измерений и рассчитать динамику объемных активностей, но и оценить точность измерений и моделирования процесса в целом.



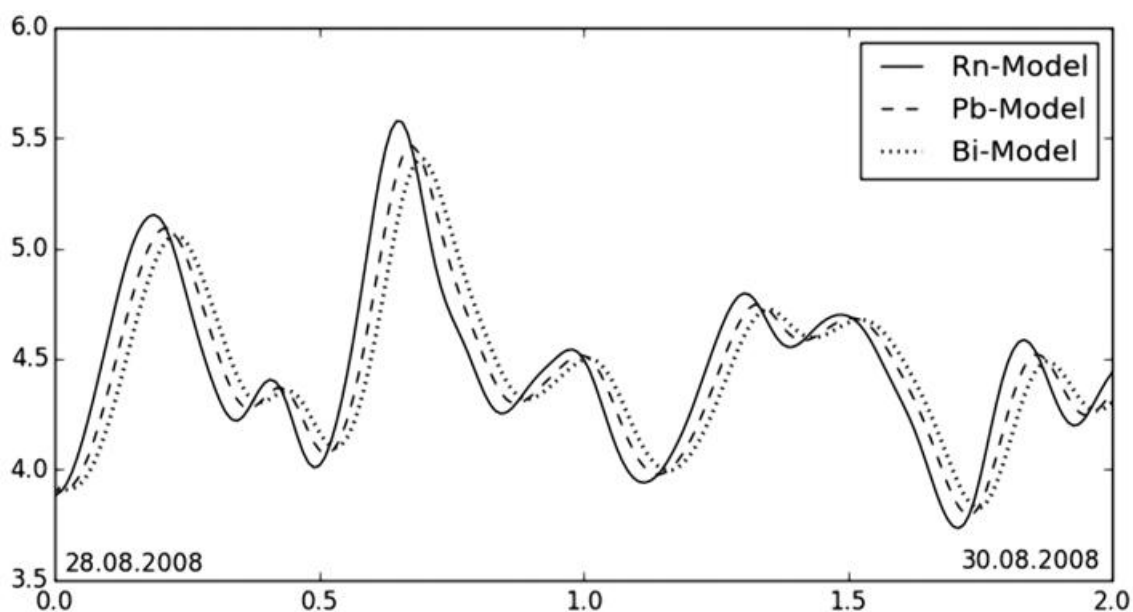


Рисунок 4. Оптимально сбалансированное (метод SvF) решение системы дифференциальных уравнений: объемные активности ( $\text{Бк}/\text{м}^3$ )  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$ . Фрагмент с 28.08.2008 по 30.08.2008

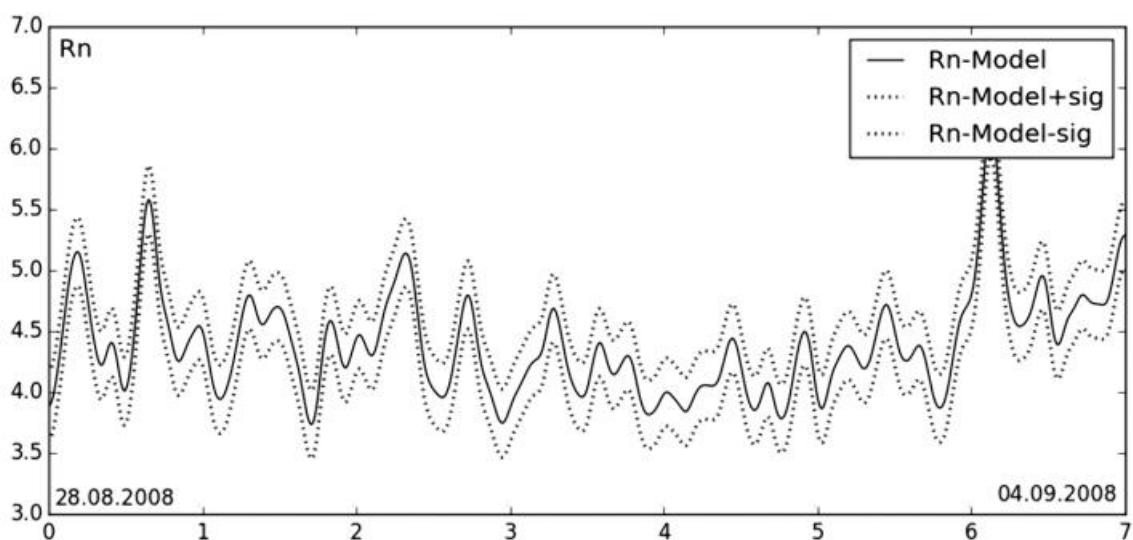


Рисунок 5. Оптимально сбалансированное (метод SvF) решение системы дифференциальных уравнений: объемная активность  $^{222}\text{Rn}$  ( $\text{Бк}/\text{м}^3$ ) и соответствующий коридор ( $\pm \sigma_{\text{мод}}$ ,  $\sigma_{\text{мод}} = 0.28$ ) для неизвестных точных значений

Полученные результаты обработки характеристик поля  $\gamma$ -излучения, измеряемого спектрометром СЕГ-017, позволяют сделать вывод о возможности осуществления мониторинга  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  в режиме реального времени.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант № 15-07-07428.



### Список литературы

1. Свидетельство об утверждении типа средств измерений № 25926–03 от 01.11.2009.
2. D.S. Grozdov, V.P. Kolotov, Yu.E. Lavrukhin. Computation of full energy peak efficiency for nuclear power plant radioactive plume using remote scintillation gamma-ray spectrometry. *Appl. Radiat. Isot.* 2016. N. 110. P. 118–123.
3. Лаврухин Ю. Е., Румянцев О. В., Борисов А. П., Гроздов Д. С., Королев С. А. Мониторинг активности природных  $^{214}\text{Pb}$  и висмута  $^{214}\text{Bi}$  спектроскопическим каналом АСКРО. *Атомная энергия*, 2015, т. 118, вып. 6, с 345–350



## ОТНОСИТЕЛЬНО ЗАВИСИМОСТИ ДОЗОВОГО КОЭФФИЦИЕНТА ОТ ПАРАМЕТРОВ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ АКТИВНОСТИ АЭРОЗОЛЯ ПО ДИАМЕТРАМ ЧАСТИЦ

А. К. Сухоручкин

НИЦ «Курчатовский институт», г. Москва

Известно, что доза внутреннего облучения, обусловленная ингаляционным поступлением радионуклида, определяется по соотношению вида [1]

$$E = e(50)I, \quad (1)$$

где  $E$  — ожидаемая (полувековая) эффективная доза, Зв;  $e(50)$  — дозовый коэффициент (доза на единицу поступления), Зв/Бк;  $I$  — поступление радионуклида через органы дыхания, Бк.

Поступление  $I$  устанавливается по результатам радиационного мониторинга (индивидуального или рабочих мест), дозовый коэффициент  $e(50)$  известная (табулированная) при определенных условиях величина, представлена в международных нормах безопасности [1] и, более полно, в базе данных МКРЗ [2], зависит от физико-химических свойств радионуклида и, в частности, от дисперсности аэрозоля.

Известно также, что интегральная активность аэрозоля разделена по его частицам в большинстве случаев в соответствии с логарифмически нормальным распределением:

$$\varphi(d_a) = \frac{A}{d_a \ln s \sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(\ln d_a - \ln d_{a0})^2}{2 \ln^2 s}\right), \quad (2)$$

где  $\varphi(d_a)$  — плотность распределения активности аэрозоля по частицам диаметра  $d_a$  (по диаметрам частиц), Бк×мкм<sup>-1</sup>;  $d_a$  — аэродинамический диаметр (АД) частицы, мкм;  $A$  — активность аэрозоля, Бк; параметры распределения:  $d_{a0}$  — аэродинамический медианный по активности диаметр (АМАД) аэрозоля, мкм;  $s$  — стандартное геометрическое отклонение (СГО).

База данных МКРЗ содержит дозовые коэффициенты, соответствующие набору из десяти значений параметров  $d_{a0}$  и  $s$  при определенном их сочетании:

№	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
АМАД, мкм	0,001	0,003	0,01	0,03	0,1	0,3	1,0	3,0	5,0	10
СГО	1,002	1,009	1,053	1,25	1,85	2,34	2,47	2,50	2,50	2,50
$e(50)$ , мкЗв/Бк	13	35	68	74	40	20	15	11	8,3	5,9



Здесь в качестве примера представлены также дозовые коэффициенты  $e(50)$  аэрозоля, содержащего окислы  $^{239}\text{Pu}$ , т.е. радионуклида типа S [1].

Видно, что в зависимости от АМАД дозовый коэффициент  $e(50)$  меняется весьма существенно, зависимость же от СГО (при заданном значении АМАД) не представлена, поскольку принято, что значение  $s$  однозначно определяется значением параметра  $d_{a0}$  [3].

Если параметры реально измеренного логнормального распределения отличаются от табличных значений, то искомое значение  $e(50)$  приходится определять путем интерполяции по АМАД, не обращая внимания на измеренное значение СГО. Пусть, например, по результатам измерений  $d_{a0} = 2$  мкм, тогда  $e(50) = (15 + 11) / 2 = 13$  мкЗв/Бк при любых значениях СГО.

Такая интерполяция предполагает слабую зависимость  $e(50)$  от СГО, в противном случае дозовый коэффициент будет определен с неизвестной погрешностью.

С целью установить указанную зависимость (или не зависимость)  $e(50)$  от СГО, проведены расчеты коэффициента  $e(50)$  при фиксированном значении АМАД в диапазоне встречающихся на практике значений  $s$ .

Расчеты выполнены методом аппроксимации заданного распределения суммой функций логнормальных распределений с табличными параметрами [4]; результаты расчетов представлены в таблице.

В расчетах приняты значения АМАД равные  $d_{a0} = 0,1$  мкм, как соответствующие области с резко меняющимися значениями дозового коэффициента  $e(50)$ , и  $d_{a0} = 1,0; 5,0$  мкм, как соответствующие области нормативных значений  $e(50)$  [1, 5].

Т а б л и ц а .

**Дозовые коэффициенты  $e(50)$  для  $^{239}\text{Pu}$  типа S при различных значениях АМАД и СГО, мкЗв/Бк.**

АМАД, мкм	СГО				
	1,85	2,0	2,47	3,0	4,0
0,1	40 *	40,5	41,1	41,2	40,7
1,0	13,0	14,0	15 *	15,1	16,0
5,0	7,4	7,7	8,3*	8,7	9,2

\* – данные МКРЗ [1, 2].



Видно, что зависимость  $e(50)$  от СГО весьма слабая.

Таким образом, если активность аэрозоля распределена по его частицам в соответствии с логарифмически нормальным законом, то можно считать, что дозовый коэффициент зависит только от АМАД, как это и сделано в работах [1, 2].

В задачах оптимизации радиационной защиты в отдельных случаях указанная зависимость коэффициента  $e(50)$  от СГО все-таки может оказаться полезной, поскольку *«модели и данные, используемые для целей оптимизации, должны быть настолько реалистичными, насколько возможно»* ([6], п. 55).

### Список литературы

1. Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучения. Серия изданий по безопасности № 115.— Вена: МАГАТЭ, 1997.— 382 с.
2. The ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public. ICRP CD-ROMS (Version One, 1999).
3. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66.— 1994.
4. Сухоручкин А. К. Расчет дозового коэффициента аэрозоля произвольной дисперсности. В кн. Проблемы безопасности атомных электростанций и Чернобыля. 2005, вып. 3, ч. 1, с. 98–101.
5. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). СП 2.6.1. 2523–99. СПб., изд-во ЦОТПБСППО, 2013,—116 с.
6. Optimization and Decision-Making in Radiological Protection. ICRP Publication 55. 1989.



## РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ СЕВЕРНЫХ МОРЕЙ

Уваров А. Д., Вакуловский С. М., Артемьев Г. Б.,  
Валетова Н. К., Петренко Г. И.  
ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск

Актуальность задачи мониторинга радиоактивного загрязнения морей Арктики для России очевидна и со временем не снижается. Прежде всего, это связано с глобальными выпадениями продуктов ядерных взрывов, проводившихся на отечественных и зарубежных полигонах, непосредственно на акваторию моря, поступление с речным стоком за счет смыва радионуклидов с водосборов рек, впадающих в море, жидкими и твердыми радиоактивными отходами, образовавшимися в процессе эксплуатации военных и гражданских судов с ядерно-энергетическими установками, трансграничный перенос морскими течениями радионуклидов, удалявшихся в Ирландское море и пролив Ла-Манш с заводов по переработке облученного ядерного топлива Англии и Франции. Потенциальными источниками поступления в воды Баренцева моря техногенных радионуклидов являются также затонувшие вследствие аварий атомные подводные лодки «К-159» и «Курск» затонувшие в Баренцевом море, АПЛ «К-27» в заливе Степового Карского моря, затопленные контейнеры с радиоактивными веществами и реакторные отсеки. На рис. 1 показаны места расположения районов слива жидких радиоактивных отходов (ЖРО) и затоплений твердых радиоактивных отходов (ТРО) в Баренцевом и Карском морях [1].

На основании проведенных исследований можно выделить два периода, в которые наблюдалось наибольшее увеличение содержания техногенных радионуклидов в морской воде указанных морей:

1. Период интенсивных атмосферных ядерных испытаний (начало 60-х годов прошлого века).
2. Период наибольшего воздействия поступления отходов Селлафилда (начало 80-х годов прошлого века). Это показано на рис. 2.

Вклад и объемы поступления радионуклидов из различных источников показаны в табл. 1.

Как видно из рис. 2 и табл. 1 основным источником поступления в техногенных радионуклидов в Баренцево море в прошлом столетии являлся трансграничный перенос с Селлпфильда.



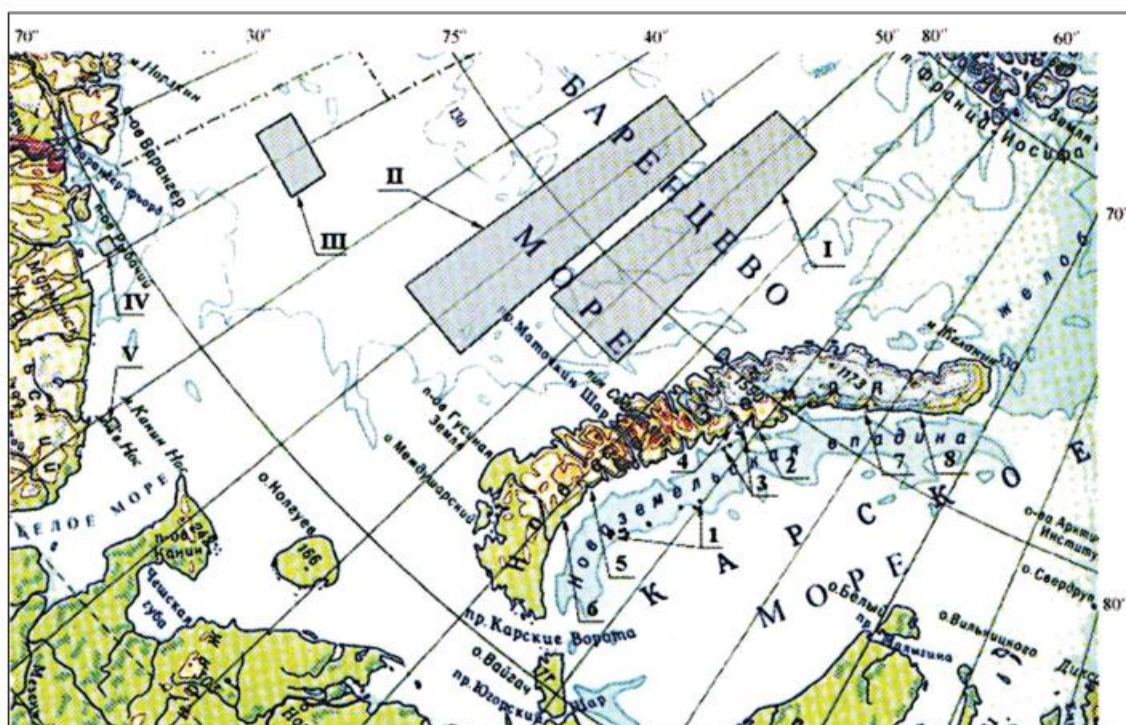


Рисунок 1. Расположение районов слива ЖРО и затоплений ТРО в Арктике: I-V – районы слива ЖРО; районы затопления ТРО: 1 – Новоземельская впадина Карского моря, 2 – залив Седова, 3 – залив Ога, 4 – залив Цивольки, 5 – залив Степового, 6 – залив Абросимова, 7 – залив Благополучия, 8 – залив Течений

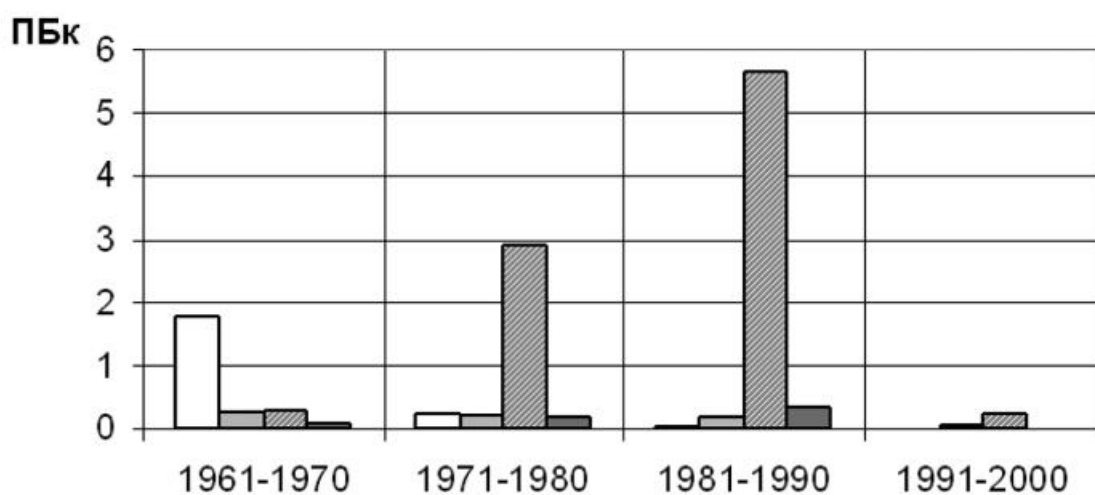


Рисунок 2. Поступление радиоактивных веществ в Белое и Баренцево моря в 1961–2000 гг.

- — атмосферные выпадения ( $^{90}\text{Sr} + ^{137}\text{Cs}$ ),
- — речной сток ( $^{90}\text{Sr} + ^{137}\text{Cs}$ ),
- ▨ — поступление из Селлафилда ( $^{90}\text{Sr} + ^{137}\text{Cs}$ ),
- — сброс ЖРО ( $^{60}\text{Co} + ^{90}\text{Sr} + ^{137}\text{Cs}$ )



Еще больше поднимает актуальность мониторинга радиоактивного загрязнения морей Арктики на постоянной основе тот факт, что район нефтегазовых месторождений в арктических морях РФ практически совпадает или находится близко от мест затопления контейнеров с радиоактивными веществами, реакторных отсеков, барж и затонувшей подводной лодки в заливах Новой Земли и Новоземельской впадине (рис. 3) [1].

Регулярные наблюдения Росгидрометом за содержанием техногенных радионуклидов в арктических морях были начаты с 60-х годов. В семидесятых годах в этих работах начал участвовать и НПО «Тайфун». А с 1992 года начались совместные работы специалистов России и Норвегии в рамках сотрудничества в области охраны окружающей среды. Эти исследования были начаты ввиду обеспокоенности обеих сторон возможными последствиями сброса и захоронения радиоактивных отходов (РАО) в арктических морях.

Таблица 1

**Поступление техногенных радионуклидов в Баренцево море в 1961–2000 гг. (ТБк)**

Источник	1961–1970	1971–1980	1981–1990	1991–2000	1961–2000	Вклад источника, %
Атмосферные глобальные выпадения $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	1800	160	230	18	2210	18
Речной сток $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	120	55	36	16	230	1,8
Трансграничный перенос $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	250	3100	5800	150	9300	75,6
Жидкие радиоактивные отходы $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}+^{60}\text{Co}$	83	165	310	1,6	560	4,6
Сумма от всех источников	2253	3480	6376	185,6	12 300	100

В 1992 г. была проведена первая совместная морская экспедиция по изучению общего состояния радиоактивного загрязнения Карского и Баренцева морей, а в 1993–1994 г. две со-



вместные экспедиции непосредственно в районы захоронений в Карском море. В 1998 г. проведено совместное обследование акватории в Кольском заливе, в 2001 г. совместный мониторинг возможного радиоактивного загрязнения Баренцева моря в районе гибели АПЛ «Курск» в связи с ее подъемом. В 2007 г. состоялась международная экспедиция по обследованию К-159, затонувшей в Баренцевом море, в рамках международной программы, в 2012 г. были проведены работы по изучению радиологического состояния залива Степового у восточного побережья Новой Земли, где затоплена АПЛ К-27 и захоронены твердые радиоактивные отходы, в 2014 г. было проведено изучение уровня радиоактивного загрязнения морской среды (воды, донных отложений и морской биоты) на месте затопления атомной подводной лодки К-159 и в прилегающих районах. Кроме того, в рамках российско-норвежского сотрудничества практически ежегодно проводится оценка уровня загрязнения воды в открытом Баренцевом море. Остановимся более подробно на некоторых из указанных выше исследований для Баренцева моря.



*Рисунок 3. Схема взаимного расположения районов захоронения радиоактивных отходов в Карском море и возможного района разработки месторождений нефти и газа*



Как показано на рис. 1, в Баренцево море сливалась масса ЖРО. Воздействие на радиационную обстановку этих отходов в Баренцевом море исследовалось путем наблюдений за содержанием радионуклидов в районах сброса непосредственно после завершения сбросов и в течение нескольких суток после сбросов. Исследования показали, что в районе слива жидких радиоактивных отходов через 1–3 часа после слива надежно определялось наличие  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152,154}\text{Eu}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$ , присутствовавших в сбрасываемых жидких отходах, объемные активности которых колебались в пределах 0,37–7,4 Бк/м<sup>3</sup>, а через 5 дней после слива объемные активности этих радионуклидов были уже в пределах общего фона вод Баренцева моря. Отметим также, что оценки на основе экспедиционных обследований сотрудниками Мурманского морского биологического института и ФГБУ «НПО «Тайфун» показали отсутствие воздействия на радиоактивное загрязнение Баренцева моря радиационно-опасных объектов, расположенных в Кольском, Мотовском заливах — пунктах базирования и ремонта судов с ядерными энергетическими установками, предприятий по переработке жидких радиоактивных отходов [2–4]. На рис. 4 представлены данные систематических наблюдений за содержанием  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностных водах Баренцева моря [5,6].

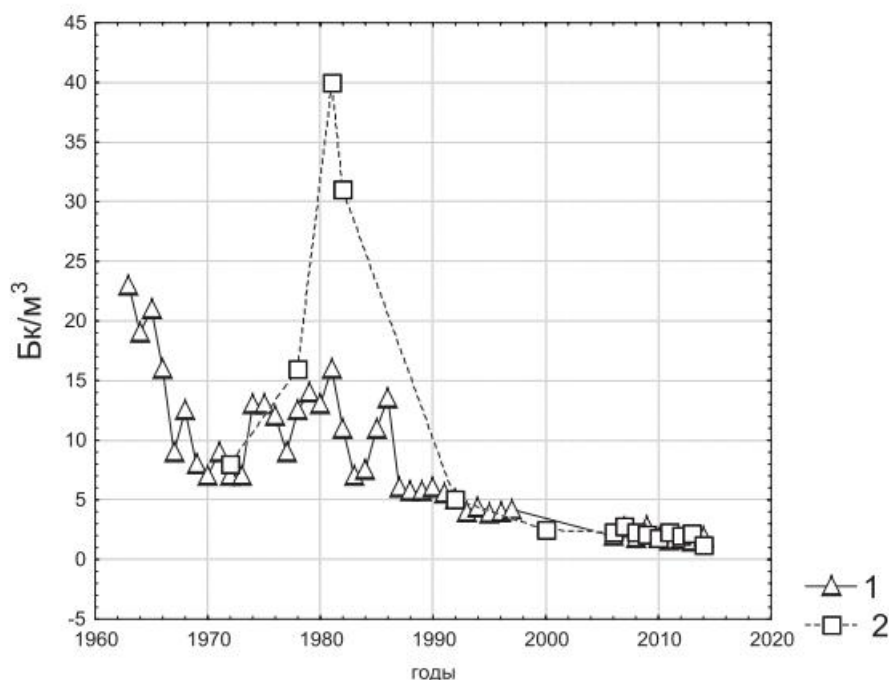


Рисунок 4. Данные систематических наблюдений Росгидромета за содержанием техногенных радионуклидов в Баренцевом море.  
1 –  $^{90}\text{Sr}$ , 2 –  $^{137}\text{Cs}$ .



Как видно из рисунка, наибольшие концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в морской воде наблюдались в периоды максимальных радиоактивных выпадений от испытаний ядерного оружия, проводившихся в атмосфере в начале 60-х годов прошлого века. Как показано в [5], повышение объемной активности  $^{137}\text{Cs}$  в Баренцевом море в начале 80-х годов прошлого века произошло вследствие поступления отходов предприятий Селлафилда 9 (см. рис. 2).

Как было сказано, в 2007 и 2014 гг. в рамках российско-норвежского сотрудничества были проведены по обследованию морской среды в районе затопленной АПЛ К-159. На момент затопления на борту лодки находилось около 800 кг отработанного ядерного топлива. Общая активность радионуклидов в реакторах на борту К-159 на момент затопления оценивалась в 7,4 ПБк. Поскольку затонувшая АПЛ К-159 была построена более полувека назад, необходимо рассматривать её как серьёзный потенциальный источник радиоэкологической опасности. Находится К-159 на морском дне на глубине 246 м в российских территориальных водах на расстоянии менее 130 км от границы с Норвегией. Основные задачи обследований были:

- обнаружение и визуальное обследование затонувшей АПЛ К-159;
- измерение уровня гамма-излучения как на корпусе АПЛ К-159, так и в непосредственной близости от лодки, с использованием подводного гамма-спектрометра;
- отбор проб донных отложений в непосредственной близости от корпуса АПЛ К-159.

На рис. 5 показаны размещения станций отбора проб в районе затонувшей К-159.

В табл. 2 приведены основные результаты измерений содержания цезия-137 в отобранных пробах морской воды вблизи АПЛ К-159 (2014 г.). Как видно, существенных отличий от содержания цезия вблизи АПЛ и в открытой части Баренцева моря (см. рис. 4) не имеется.

В табл. 3 показаны результаты измерений содержания цезия-137 в отобранных пробах поверхностных донных отложений вблизи АПЛ К-159 (2014 г.). На рис. 5 показаны размещения станций отбора проб в районе затонувшей К-159. Как показано в [7], в 2001–2006 гг. средняя удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в донных осадках составила 3.3 Бк/кг сухого осадка. Это значение соответствует полученным данным для АПЛ К-159. Отсюда делаем вывод, что утечек радионуклидов из К-159 в 2014 г обнаружено не было.



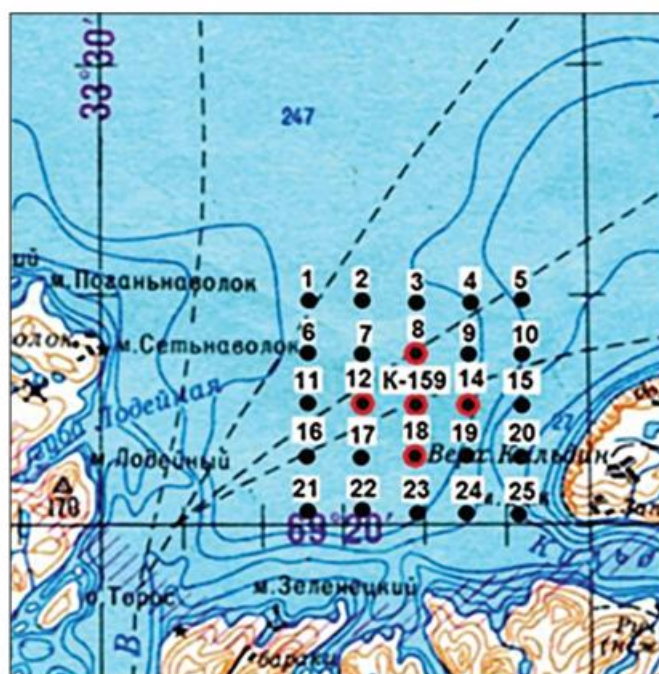


Рисунок 5. Размещение станций отбора проб воды и донных отложений

Таблица 2

**Результаты лабораторных измерений содержания цезия-137 в некоторых отобранных пробах вблизи АПЛ К-159 (2014 г.)**

Место отбора проб	Содержание цезия-137 в воде, Бк/м <sup>3</sup>
Поверхностная вода	1,4±0,1
Вода на глубине 100 м	2,0±0,2
Придонная вода	1,6±0,3

Таблица 2

**Содержание цезия-137 в пробах поверхностных донных отложений вблизи АПЛ К-159 (2014 г.)**

Место отбора проб	Содержание цезия-137, Бк/кг сух. веса
К-159 середина корпуса	3,0±0,6
К-159 нос	1,8±0,4
К-159 корма	1,4±0,1
Станция 8	4,25±0,9
Станция 12	4,0±0,8
Станция 14	1,1±0,2
Станция 18	3,3±0,7
Баренцево море фон [7]	1–4



Проанализируем теперь результаты исследований для Карского моря. В 2012 г была проведена международная экспедиция на НИС «Иван Петров» Северное УГМС силами НПО «Тайфун», (Обнинск), ГНЦ «Южморгеология» (Геленджик), НИЦ «Курчатовский институт» (Москва), ЦНИИ им. А. Н. Крылова (Санкт-Петербург), а также норвежских ученых из Института морских исследований (Берген), Норвежского агентства по радиационной защите (Остерас), Института энергетических технологий (Кьеллер), Норвежского университета естественных наук (Аас). Кроме того, в исследованиях принимал участие представитель Лаборатории морских исследований МАГАТЭ (Монако). Основной задачей этой международной экспедиции было изучение уровня радиоактивного загрязнения морской среды (вода, донные отложения, биота) в заливе Степового, расположенного на восточном побережье о. Южный архипелага Новая Земля. Этот залив является одним из наиболее радиоэкологически значимых районов захоронения твердых радиоактивных отходов (ТРО) и отработанного ядерного топлива (ОЯТ) в Карском море.

В заливе Степового были проведены следующие виды работ: картирование радиоактивного загрязнения донных отложений, отбор проб морской воды и первичное концентрирование некоторых радионуклидов, отбор проб морской биоты, предварительная радиометрия и гамма-спектрометрия (прямые и бортовые измерения), поиск и обследование наиболее радиоэкологически опасных затопленных объектов, гидрологические наблюдения. Затопленные объекты были обследованы с помощью телеуправляемого подводного аппарата (ТПА), оборудованного видеокамерой и гамма-спектрометром. Целью подводных исследований явилась оценка физического состояния этих объектов (что важно в связи с предложениями по подъему некоторых объектов). Особое внимание было уделено обследованию затопленной АПЛ К-27, содержащей два реактора с отработанным ядерным топливом на борту и затопленной на глубине 30 м в 1981 г. Также было проведено визуальное обследование нескольких контейнеров с твердыми радиоактивными отходами, затопленных во внутренней части залива.

На основании экспедиционных и лабораторных исследований 2012 года можно сделать следующие выводы [8]. В 2012 году атомная подводная лодка К-27 была обнаружена лежащей ровно, свободная от донных отложений на глубине около 30 м во внешней части залива Степового, без видимых коррозионных повреждений внешнего корпуса. На основе гамма-измерений *in situ* в не-



посредственной близости от АПЛ, концентраций радионуклидов в пробах морской воды на станции 36 и концентраций в пробах донных отложений, отобранных вблизи АПЛ во внешней части залива Степового, фактов, свидетельствующих об утечке радионуклидов из отсеков реактора АПЛ К-27, не обнаружено. Исходя из отношений активности U в морской воде и донных отложениях, не выявлено никаких признаков выхода обогащенного урана из реакторов АПЛ К-27. Если говорить о радиоэкологическом состоянии залива Степового, то концентрации всех радионуклидов в морской воде, донных отложениях и биоте в 2012 году в целом были ниже, чем те концентрации, которые были зарегистрированы во время предыдущих экспедиций в 90-х годах, и эти уровни сопоставимы или ниже величин для других акваторий за аналогичный период времени.

Вместе с тем, в 2012 году концентрации Cs-137, и в меньшей степени Sr-90, оставались повышенными в придонных горизонтах воды, отобранной во внутренней части залива Степового, по сравнению с поверхностной водой и внешней частью залива Степового. Вероятнее всего, это объясняется совокупностью факторов: утечками из затопленных контейнеров, дальнейшей ремобилизацией этих радионуклидов из загрязненных донных отложений и более слабым перемешиванием и незначительным водообменом с водами Карского моря. Пиковые концентрации Cs-137 в колонках донных отложений наблюдались на большей глубине донных отложений, чем в предыдущих экспедициях в 1993 и 1994 годах, что говорит о медленном уходе вниз загрязненных слоев.

Общая картина для отношений активностей Pu-238/Pu-239,240 в донных отложениях залива Степового в 2012 году указывает как на глобальные выпадения, так и на другие источники изотопов Pu, среди которых дальний перенос сбросов с европейских радиохимических заводов, местные выпадения от испытаний ядерного оружия на Новой Земле и/или затопленные отходы в заливе Степового и на более широкой акватории Карского моря. Отклонения от ожидаемых значений отношений активностей Pu-238/Pu-239,240 и атомных отношений Pu-240/Pu-239 в некоторых пробах донных отложений из внутренней части залива Степового, полученные в настоящем исследовании и ранее проведенных исследованиях, указывают на возможные захороненные отходы из других источников.

Поскольку концентрации Cs-137 в донных отложениях во внутренней части залива Степового остаются повышенными,



существует вероятность того, что донные отложения будут продолжать выступать в будущем в роли диффузного источника Cs-137 в придонном горизонте воды в этой части залива. Благодаря батиметрии и физической океанографии внутренней части залива Степового, любые будущие выходы радиоактивности из затопленных контейнеров, лежащих в более глубоких акваториях внутренней части залива Степового, скорее всего, будут иметь ограниченное воздействие на морскую среду в целом. В то же время, выбросы радиоактивности из затопленных контейнеров в более мелководных районах во внутренней части залива Степового могут в будущем достаточно легко переноситься во внешнюю часть залива Степового и за его пределы.

Несмотря на то, что текущие уровни радионуклидов в заливе Степового не дают повода для беспокойства, в дальнейшем следует продолжать проведение мониторинга в этом районе. В частности, требуется лучше понять количество, источники и состояние отходов, которые были захоронены во внутренней части залива Степового. К этому можно добавить, что необходимо также следить за ситуацией в отношении АПЛ К-27 во внешней части залива Степового, особенно в связи с планами по подъему АПЛ К-27 в будущем.

### Список литературы

1. Ю. В. Сивинцев, С. М. Вакуловский, А. П. Васильев и др. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. М.: ИздАт, 2005, 624 с.
2. С. М. Вакуловский. Техногенные радионуклиды в Баренцевом море. Атомная Энергия, т. 114, вып. 5, 2013 г., с. 296–299.
3. AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic/ Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP)/ Oslo, 2004. 100p.
4. A. I. Nikitin, Yu.S. Tsaturov, N. K. Valetova. A joint Norwegian-Russian project "Monitoring of the radioactive contamination of the sea environment in the area of discharge of waste waters from the liquid radioactive waste treatment plants at "Atoflot": results of the background survey, 1998. — In: 4<sup>th</sup> Intern. Conf. on Environment Radioactivity in the Arctic. Edinburg, 20–23 September 1999, p. 20–22.
5. А. И. Никитин, С. М. Вакуловский. Радиоактивное загрязнение морей, омывающих территорию России (1961–2008 гг.). Проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. Сборник статей. Обнинск: ГУ «ВНИИГМИ — МЦД», 2010. Том II. — с. 128–141.



6. Vakulovsky S., Nikitin A., Chumichev V., Malyshev S. Radioactive contamination of the Barents and Kara seas / International meeting on assessment of actual and potential consequences of dumping of radioactive waste into Arctic seas: Working material.— Oslo, 1–5 February 1993.— Reproduced by the IAEA.— Vienna, Austria, 1993.

7. Н. Е. Касаткина. Адсорбция радионуклидов цезия на донных отложениях и оценка радиоэкологической ситуации в Бассейнах Баренцева и Азовского морей. Автореферат диссертации на соискание степени кандидата химических наук по специальности «Экология». ИГХТУ 2008 г.

8. Заключительный отчет «Исследование радиоэкологического состояния залива Степового, проведенное совместной российско-норвежской группой экспертов в местах затопления АПЛ К-27 и твердых радиоактивных отходов» под редакцией Джастина Гвинна и А. И. Никитина — Обнинск, ФГБУ «НПО «Тайфун», 2013.—99 с.



## БИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РАСТЕНИЙ В ЗОНАХ ВЛИЯНИЯ ХРАНИЛИЩ РАО

Удалова А. А.<sup>1,2</sup>, Гераськин С. А.<sup>2</sup>, Пяткова С. В.<sup>1</sup>, Дикарева Н. С.<sup>2</sup>,  
Горшкова Т. А.<sup>1</sup>, Киселев С. М.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Обнинский институт атомной энергетики —  
филиал НИЯУ «МИФИ», г. Обнинск,*

<sup>2</sup> *ФГБНУ Всероссийский научно-исследовательский институт  
радиологии и агроэкологии, г. Обнинск,*

<sup>3</sup> *ФГБУ ГНЦ Федеральный медицинский биофизический центр  
им. А. И. Бурназяна ФМБА России, г. Москва*

Экологические проблемы ядерной энергетики и атомной промышленности, в том числе опыт радиационных аварий, требуют развития эффективной системы мониторинга и контроля объектов возможного радиационного воздействия на окружающую среду. Оценки риска, основанные только на результатах инструментального анализа, не всегда являются корректными, т.к. обычно не учитывают многокомпонентный состав загрязнения, сложную динамику поступления токсикантов и негомогенность их распределения в природных средах и живых организмах. Одним из направлений совершенствования существующих подходов к мониторингу окружающей среды является развитие и обоснование системы биологического мониторинга как составной компоненты общего экологического контроля состояния природных экосистем. Совместное использование физико-химических и биологических методов контроля загрязнения повышает надежность оценок экологического риска.

К числу радиационно-опасных объектов (РОО), привлекающих повышенное внимание, относятся специализированные предприятия, занятые переработкой и хранением отработанного ядерного топлива (ОЯТ) и радиоактивных отходов (РАО). Для многих объектов такого типа, особенно созданных в середине прошлого века, характерно отсутствие исчерпывающих документальных сведений о радионуклидном составе, величине активности, объеме размещенных радиоактивных материалов, что делает актуальным применение биологических методов контроля состояния окружающей среды в зонах их влияния.



В настоящей работе представлены результаты оценки состояния природных сред методами биологического контроля (биотестирование и биоиндикация) в районах влияния нескольких хранилищ РАО, расположенных в разных природно-климатических зонах: Центральная Россия, Приморский край и Кольский полуостров.

### **1. Хранилище РАО в Центральной России**

Хранилище РАО на севере Калужской области было создано в начале 60-х годов, заполнение его отходами производилось на протяжении 8 лет. Подробное ландшафтно-геохимическое описание района размещения объекта представлено в [5]. В 1998 г. была обнаружена утечка  $^{90}\text{Sr}$  через нарушения гидроизоляции одной из емкостей, что вызвало значительное увеличение объемной активности (до 40 Бк/л) в одной из наблюдательных скважин. Наибольшие значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в почве были отмечены в непосредственной близости от аварийной емкости (до 180–210 Бк/кг) [4].

Отбор проб воды на территории хранилища и в непосредственной близости от него был проведен летом 2004 г. из наблюдательных скважин (7 вариантов). Подробная информация о гидрохимических показателях и концентрациях радионуклидов и химических элементов в отобранных водах представлены в [6]. Пробы воды удовлетворяли санитарно-гигиеническим требованиям к общей минерализации воды, содержанию хлоридов, нитратов и сульфатов, величине водородного показателя. Удельные активности  $^{90}\text{Sr}$  превышали уровень вмешательства в Вариантах 5 (51,2 Бк/л) и 4 (44,8 Бк/л). Во всех неконтрольных Вариантах 3–9 было обнаружено повышенное содержание тяжелых металлов (ТМ). Так, концентрации меди были выше рыбохозяйственных нормативов ПДК<sub>р</sub> во всех пробах. В наблюдательных скважинах на территории хранилища ПДК<sub>р</sub> превышены для 4–5 ТМ из 11-ти тестируемых. При этом концентрации Zn и Mn составляли от 70 до 250 ПДК<sub>р</sub> в Вариантах 5 и 6, а содержание Ni (элемент 2-го класса опасности) — от 18 до 30 ПДК<sub>р</sub>.

### **2. Пункт временного хранения РАО и ОЯТ в Приморском крае**

Пункт временного хранения (ПВХ) ОЯТ и РАО в Приморском крае входит в состав Дальневосточного центра по обращению



с РАО. Объект расположен на восточном берегу бухты Сысоева в 40 км от порта Владивосток. Мощность дозы  $\gamma$ -излучения на территории технической площадки варьирует в широком диапазоне от 0,1 до 65 мкЗв/час; региональный уровень естественного радиационного фона — 0,10–0,15 мкЗв/час. Радиационное поле в значительной степени формируется ионизирующими излучениями, прошедшими через стены зданий (хранилище радиоизотопных термоэлектрических генераторов), и от контейнеров с твердыми радиоактивными отходами, расположенными на площадках хранения. В загрязнении территории радионуклидами ведущую роль играют  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , содержание которых в почве промплощадки и подземных водах варьирует в широком диапазоне.

Отбор проб воды для исследования проводили в 2013 г. из 7 гидрогеологических скважин на территории объекта. Детальная информация о физико-химических показателях, содержание макро-, микроэлементов и основных радионуклидов представлена в работе [7]. Отобранные подземные воды являлись слабоминерализованными, практически не содержали повышенных концентраций макро- и микроэлементов 1-го и 2-го классов опасности. В противоположность этому, ПДК химических элементов 3-го класса опасности были превышены во многих случаях, при этом ПДК<sub>р</sub> нарушены практически во всех пробах. Удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  в отдельных скважинах составляли до 30% от уровня вмешательства. Ситуация по  $^{90}\text{Sr}$  являлась более серьезной, поскольку соответствующий уровень вмешательства был превышен во всех скважинах в 2–3 раза.

### **3. Береговая техническая база на Кольском полуострове**

Северо-Западный центр по обращению с радиоактивными отходами («СевРАО») был создан для обеспечения инфраструктуры по утилизации АПЛ, обращению с радиоактивными отходами и отработанным ядерным топливом и реабилитации радиационно-опасных объектов в северном регионе России. Пробы воды (14 вариантов) из контрольных скважин на территории одного из филиалов «СевРАО» — бывшей береговой технической базы (БТБ) ВМФ в губе Андреева — были отобраны в 2014 г. В пробах обнаружено повышенное содержание натрия, в том числе в 5-ти скважинах нарушены нормативы



для питьевой воды. Все пробы воды имели различные оттенки цветности от светло-желтого до коричневого, характеризовались разной степенью мутности и наличием осадка. У семи образцов воды зафиксировано наличие запаха эфира. В двух скважинах (№ 4077 и № 6093-б) содержание ртути и бериллия (1 класс опасности) достигало ПДК; в воде из скважин № 6092 и № 6099 зарегистрировано двукратное превышение ПДК по бериллию. Для других химических элементов отмечены многократные случаи нарушения санитарно-гигиенических нормативов; ПДК<sub>р</sub> превышены практически во всех пробах почти по всем элементам. Превышение ПДК по питьевой воде составляли до 60 раз для свинца, до 1400 раз для железа. Радиоактивное загрязнение обусловлено присутствием техногенных радионуклидов <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr. Удельное содержание <sup>137</sup>Cs в пробах воды из одиннадцати скважин значительно превышало уровень вмешательства (до 14 раз); наиболее высокие концентрации этого радионуклида в воде скважин № 4092-а, № 6092, № 6097. Присутствие <sup>90</sup>Sr было незначительным, за исключением двух скважин № 4092-а и № 4092-б, в воде которых его удельные активности до 200 раз превышали уровень вмешательства.

#### **4. Биотестирование проб с применением *Allium*-теста**

Основными методами биомониторинга являются биоиндикация — наблюдение за живыми организмами и их сообществами в природной среде обитания, и биотестирование — процедура оценки токсичности природных сред в лабораторных условиях с помощью определенных тест-организмов и тест-систем. Биотестирование позволяет оценить потенциальную опасность образцов воды сложного компонентного состава непосредственно для живого организма. В настоящей работе биотестирование природных вод из зон влияния всех изученных радиационно-опасных объектов проводили с помощью одного из наиболее широко используемых биотестов — *Аллиум*-тест. Подробное описание методики представлено в работах [6, 7]. Тест-организмом являлся лук обыкновенный (*Allium cepa* L.), луковицы которого проращивали на воде тестируемых проб. Для оценки цитотоксичности воды определяли митотический индекс (МИ) в корневой меристеме. Генотоксичность образцов воды оценивали по частоте аберрантных клеток (АК) в корневой меристеме.



#### 4.1. Результаты биотестирования природных вод из зоны влияния хранилища РАО в Калужской области

Полученные результаты биотестирования природных вод представлены на рис. 1. Достоверное подавление митотической активности по сравнению с контролем (Вариант 1) отмечено в Вариантах 2, 3 и 4 (рис. 1А). Вариант 2 представляет собой дистиллированную воду, ингибирующее действие которой на ростовые процессы известно. Вариант 3 — это проба воды из болотца, где могли аккумулироваться загрязняющие вещества. Ингибирующее влияние на пролиферативную активность пробы из ручья (Вариант 4) может быть связано с повышенным содержанием  $^{90}\text{Sr}$ , Zn и Cu, хотя данные о цитотоксичности этих элементов довольно противоречивы [6]. Также, в Вариантах 8, 5 и 6 обнаружено увеличение МИ по сравнению с натурным контролем; содержание загрязняющих веществ в этих пробах довольно высоко, особенно в Варианте 5, что не позволяет напрямую связать изменение МИ с уровнями измеренных токсикантов.

Говорить о стимулирующем действии на пролиферацию в данном случае преждевременно, так как повышение МИ может быть связано с антимиотическим действием техногенных загрязнителей, которое приводит к накоплению клеток в профазе, и свидетельствовать о цитотоксическом действии среды.

Несмотря на угнетение митотической активности, дистиллированная вода не оказывает генотоксического действия на клетки лука, т.к. в двух контрольных вариантах (1 и 2) частота АК не различается (рис. 1Б). Проращивание лука в воде всех остальных проб (Варианты 3–9) привело к повышению частоты АК в корневой меристеме по сравнению как с «натурным» (Вариант 1), так и «лабораторным» (Вариант 2) контролями. При этом между собой Варианты 3–9 не различаются. Как показал анализ спектра цитогенетических нарушений, ведущий вклад в наблюдаемый цитогенетический эффект вносят нарушения митотического аппарата клетки, которые обычно связывают с действием химических токсикантов.

Таким образом, совместное действие токсикантов разной природы вызвало широкий спектр ответных реакций (от ингибирования до стимуляции) по критерию пролиферативной активности корневой меристемы *Allium cepa* L. Выявлено генотоксическое действие всех проб воды, отобранных на подвергавшейся



воздействию территории, что свидетельствует об эффективности теста «частота аберрантных клеток в корневой меристеме лука обыкновенного» в условиях комплексного загрязнения природных вод  $^{90}\text{Sr}$  и тяжелыми металлами.

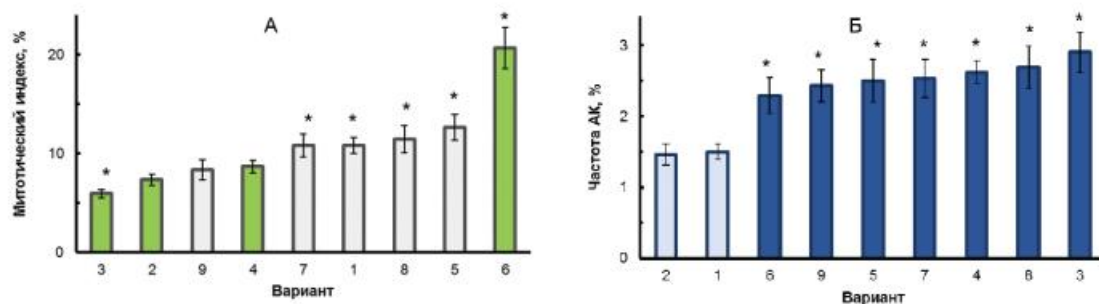


Рисунок 1. Митотический индекс (А) и частота аберрантных клеток (Б) в корневой меристеме лука обыкновенного при тестировании природных вод из зоны влияния хранилища РАО в Калужской обл.

Заштрихованные столбцы – статистически значимое отличие от Варианта 1 («лесной ручей»),  $p < 0.05$ ; \* – достоверное отличие от Варианта 2 («дистиллированная вода»),  $p < 0.05$ .

#### 4.2. Результаты биотестирования подземных вод с промплощадки ПВХ (б. Сысоева)

При проращивании лука на воде из контрольных скважин с промплощадки ПВХ (б. Сысоева) также наблюдали изменения митотической активности клеток корневой меристемы как в сторону уменьшения, так и в сторону увеличения. Ингибирующее действие обнаружено в пробах воды из скважин № 13, № 16 и № 21; отклонение МИ от контрольного уровня в данном случае хотя и было статистически значимым, но не превышало 10–13%, что можно рассматривать как незначительный цитотоксический эффект. В других образцах воды (скважины № 6, № 12, № 14, № 15) обнаружено статистически значимое увеличение митотической активности меристемы корня на 50–60% от контрольного уровня. Возможно, здесь также проявляется антимитотическое действие поллютантов (задержка деления).

Оценка генотоксичности образцов воды по частоте АК (рис. 2) показала, что вода из скважин № 13, № 16 и № 21 обладает мутагенной активностью. Отметим, что именно эти пробы воды проявили угнетающее действие на митотическую активность корневой меристемы лука. Более того, корреляция между двумя биологическими показателями — величиной МИ и частотой АК — являлась высокосignificantной ( $r = -0,88$ ,  $p = 0,008$ ). Генотоксич-



ность проб воды из остальных точек отбора не превышала контрольного уровня, а для двух образцов воды (скв. № 14 и № 15) зарегистрировано почти трехкратное, статистически значимое снижение частоты АК по сравнению с контрольным образцом. В спектре цитогенетических нарушений преобладали хроматидные aberrации, представляющие собой нарушения средней степени тяжести. Однако в пробах из скважин № 13, № 16 и № 21, которые обладали повышенной мутагенной активностью, присутствовала заметная доля геномных нарушений.

Таким образом, биотестирование показало, что проращивание лука на воде из контрольных скважин ПВХ приводит к статистически значимому изменению как уровня митотической активности корневых меристем во всех вариантах, так и частоты aberrантных клеток в большинстве вариантов, причем эти два биологических показателя коррелируют между собой с высоким уровнем значимости.

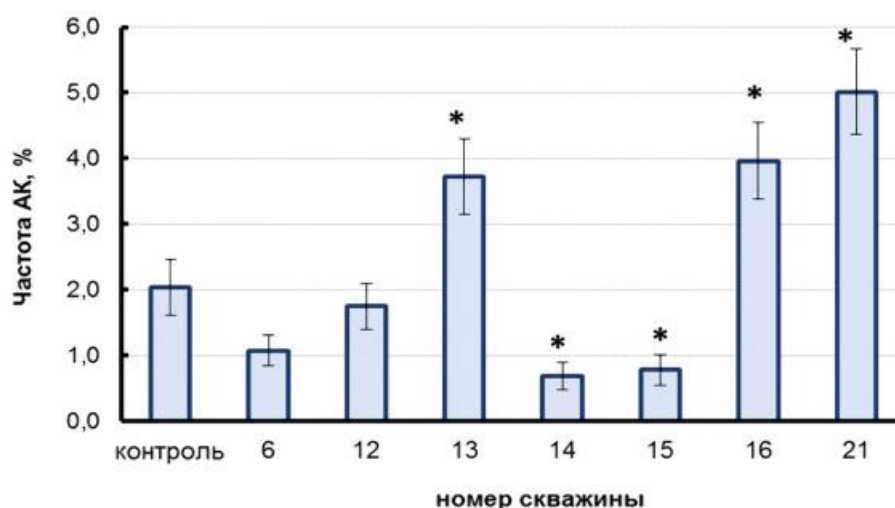


Рисунок 2. Частота aberrантных клеток в корневой меристеме лука при тестировании воды из наблюдательных скважин ПВХ (б. Сысоева)

\* – статистически значимое отличие от контрольного варианта,  $p < 0,05$

#### 4.3. Результаты биотестирования подземных вод с территории БТБ (г. Андреева)

При биотестировании образцов подземных вод с территории БТБ определяли их фитотоксичность — способность подавлять рост и развитие высших растений, которую устанавливали по изменению длины и числа проросших корней, а также учитывали морфологические изменения корней. Зна-



чения коэффициента фитотоксичности для большинства проб оказались ниже 0,2, что классифицируется как отсутствие фитотоксичности, либо в диапазоне 0,2–0,4 — слабая фитотоксичность. Анализ морфометрических параметров тест-объекта ввиду краткосрочности тестирования рассматривается как скрининговая оценка.

Предварительные результаты определения цито- и генотоксичности проб воды представлены на рис. 3. Во всех образцах воды обнаружено ингибирующее действие на митотическую активность клеток, но отклонение от контрольного уровня не превышало 10–20%, что можно рассматривать как незначительный цитотоксический эффект. Также, частота АК во всех вариантах значительно (в 2–4 раза) и статистически достоверно превышала уровень спонтанных нарушений хромосом. Анализ данных по биотестированию проб подземных вод с территории БТБ еще не закончен.

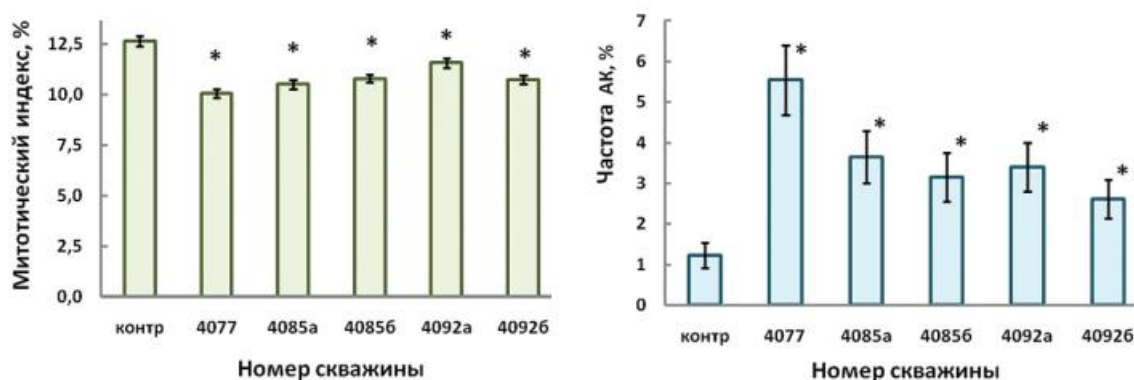


Рисунок 3. Митотический индекс и частота аберрантных клеток в корневой меристеме лука при тестировании воды из контрольных скважин на территории БТБ (г. Андреева)

\* – статистически значимое отличие от контрольного варианта,  $p < 0.05$

Таким образом, с помощью *Allium*-теста выявлен широкий спектр токсического действия (от ингибирования до роста показателей цито- и генотоксичности) проб природных вод, отобранных в зонах влияния трех радиационно-опасных объектов по обращению с РАО и ОЯТ. Во всех случаях биотестирование позволило выявить участки, где природные среды могут обладать повышенной мутагенной активностью, т.е. продемонстрирована эффективность *Allium*-теста для диагностики токсичности природных вод в условиях сочетанного радиационно-химического загрязнения.



## 5. Биоиндикация состояния природной среды

Биоиндикация — определение биологически и экологически значимых природных и антропогенных нагрузок на основе реакций растений, животных и их сообществ непосредственно в среде их обитания. Задачу этого метода контроля образно сформулировал Н. N. В. Gopalan [8]: «Система индикации опасности загрязнения нужна экосистеме в той же мере, как любому дому необходим датчик пожарной сигнализации. Растительные тест-системы прекрасно подходят для исполнения роли пожарных сирен в экосистеме».

Биоиндикационные исследования в зоне влияния хранилища РАО в Калужской области были выполнены рядом авторов [1, 3]. Повышенное содержание белков-металлотионеинов было зарегистрировано в мягких тканях сухопутных моллюсков, в почках и печени мышей, отловленных в зоне аккумуляции радиоактивных и токсических веществ [1, 3]. В периферической крови обитающих на обследуемой территории мышей обнаружено снижение содержания лейкоцитов [1]. Все исследователи отмечали, что наблюдаемые эффекты нельзя объяснить действием только радиационного фактора.

В зоне влияния ПВХ в Приморском крае оценка состояния природной среды по дикорастущим растениям была выполнена в 2013 г. [2]. Образцы растений трех видов (лапчатка земляничная, фиалка восточная, клевер ползучий) отбирали с пяти учетных площадок, мощность дозы  $\gamma$ -излучения на которых менялась в диапазоне от 0,05 до 6,0 мкЗв/ч. Две учетные точки «О-1» и «О-2» (овраги) и участок вблизи хранилища РИТЭГов располагались на территории объекта; две другие площадки находились в санитарно-защитной зоне («СЗЗ») и зоне наблюдения («ЗН», контроль). В варианте «РИТЭГ» преобладающее воздействие оказывало внешнее облучение, мощность дозы которого была примерно в 60 раз выше, чем в контроле («ЗН»). На площадке «О-1» в почве содержались повышенные количества  $^{60}\text{Co}$  (до 4300 Бк/кг), также на площадках «О-1» и «О-2» зафиксированы заметные удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  (до 1500 Бк/кг) и  $^{90}\text{Sr}$  (до 4600 Бк/кг).

В качестве показателей экологического благополучия использовали флуктуирующую асимметрию листьев и фертильность пыльцы. При оценке флуктуирующей асимметрии значимые различия с контролем были обнаружены в популяции клевера ползучего (рис. 4А), населяющей участок вблизи хранилища РИТЭГ,



где мощность экспозиционной дозы в 50–60 раз превышала естественный радиационный фон. Кроме того, в популяции клевера была обнаружена редкая морфологическая аномалия (рис. 4Б): вместо обычного для этого растения сложного листа с тремя листочками на нескольких побегах отмечены листья с 4 и 5 листочками.

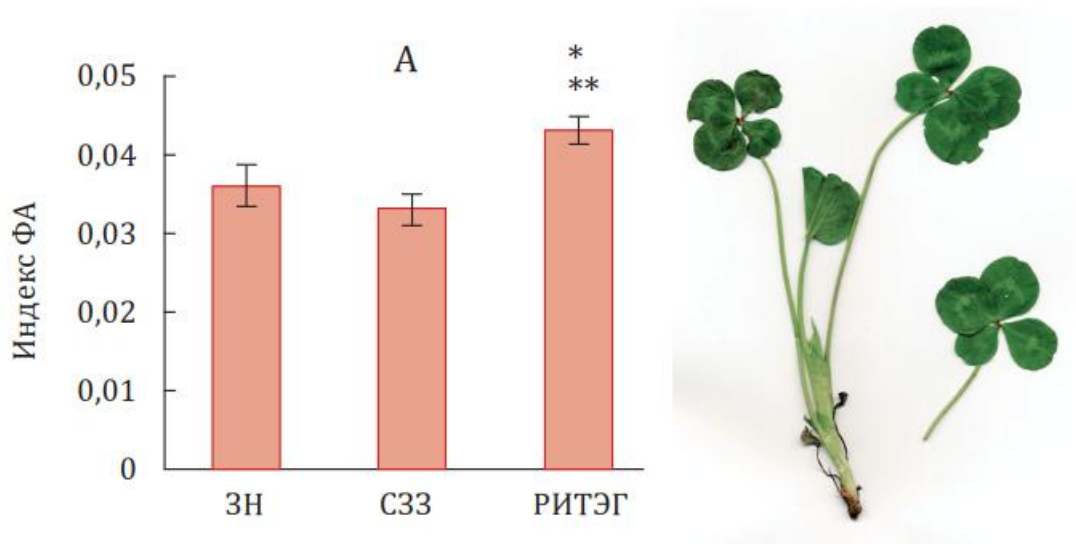


Рисунок 4. Результаты изучения клевера ползучего в зоне влияния ПВХ (б. Сыроева). А — индекс ФА листьев; Б — растение клевера ползучего с четырьмя листочками

\* и \*\* — статистически значимые отличия показателей у растений в варианте «РИТЭГ» по сравнению с «ЗН» и «СЗЗ», соответственно

Репродуктивные качества, к числу которых относится фертильность/стерильность пыльцевых зерен, как правило, являются одними из наиболее чувствительных интегральных показателей состояния природных популяций. В данном исследовании для фиалки восточной была обнаружена статистически значимая связь между степенью техногенного воздействия и стерильностью пыльцы [2]. В то же время, репродуктивный потенциал популяции определяется большим количеством факторов среды обитания, в том числе погодными и почвенными условиями, типом экологической стратегии вида, биотическим окружением и т.д., которые в условиях относительно невысокого антропогенного воздействия могут оказывать решающее влияние. Так, у лапчатки земляничной на участке «ЗН» (в контрольной популяции) был обнаружен повышенный уровень стерильности пыльцы, что может быть обусловлено условиями произрастания популяции.



Таким образом, в пилотном биоиндикационном исследовании зоны влияния ПВХ в Приморском крае были выявлены изменения стабильности развития и репродуктивных функций у некоторых видов растений на площадках, подвергающихся наибольшему радиационному воздействию. Полученные результаты показывают, что методы биоиндикации можно рассматривать в качестве перспективного приема первичной, скрининговой оценки состояния окружающей среды в условиях техногенного, в том числе радиоактивного, загрязнения. Для установления степени информативности методов биоиндикации, а также в целом для изучения состояния фитоценозов на этой территории, желательно провести повторное исследование, расширив число видов-биоиндикаторов, в том числе на участках с высоким уровнем радиационного воздействия.

### **Заключение**

В данной работе проведено обобщение результатов биологического мониторинга в зонах влияния трех радиационно-опасных объектов, имеющих отношение к обращению с РАО и ОЯТ. Традиционные аналитические методы позволили установить удельные активности основных радионуклидов, а также ряд физико-химических параметров и содержание определенных химических элементов в природных средах. Как правило, на технических площадках содержание загрязняющих веществ было повышенным относительно санитарно-гигиенических нормативов, при этом часто имело место многокомпонентное загрязнение. Естественно, что экологическая и радиоэкологическая ситуация на разных объектах имеет свои особенности, что затрудняет ее сравнительную оценку на основе данных физико-химических анализов. На всех трех объектах проведено биотестирование природных (в основном, подземных) вод с помощью одной и той же растительной тест-системы — *Allium*-теста, которая позволяет оценить цитотоксичность и генотоксичность водных сред разного компонентного состава. С помощью *Allium*-теста выявлены точки пробоотбора, вода в которых оказывает угнетающее действие на митотическую активность растений и обладает повышенной мутагенной способностью. Также, на одном объекте удалось провести биоиндикационные исследования в популяциях дикорастущих растений, в которых выявлены нарушения стабильности развития и негативное действие на репродуктивные функции у некоторых видов рас-



тений. Полученные результаты могут быть использованы для оптимизации мониторинга и принятия решений по организации реабилитационных мероприятий для снижения негативного воздействия радиационно-опасных объектов на окружающую среду.

Представленные результаты получены при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (гранты № 05-04-96721 и № 16-48-400837), Российского научного фонда (грант № 14-14-00666), а также ФЦП «Промышленная утилизация вооружения и военной техники ядерного комплекса на 2011–2015 годы и на период до 2020 года» (контракты № 10-3-14-2013, № 31401098199).

### Список литературы

1. Васильева А. Н., Сынзыныс Б. И., Ульянова Л. П. и др. Оценка загрязнения биоценоза в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов и его влияние на грызунов. Радиационная биология. Радиозэкология. 2007. Т. 47. № 5. С. 608–615.

2. Горшкова Т. А., Удалова А. А., Гераськин С. А. и др. Биоиндикация состояния природной среды в районе расположения Дальневосточного центра по обращению с радиоактивными отходами. Известия вузов. Ядерная энергетика. 2014. № 4. С. 130–139.

3. Козьмин Г. В., Пяткова С. В., Васильева А. Н. и др. Радиозэкологическое исследование на биотопе регионального хранилища радиоактивных отходов. Межд. конференция «Радиозэкология: итоги, современное состояние и перспективы». Сборник материалов. Под ред. Р. М. Алексахина. Обнинск, 2008. С. 217–229.

4. Латынова Н. Е. Загрязнение компонентов наземных экосистем  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{226}\text{Ra}$  в результате нарушения многобарьерной защиты хранилищ радиоактивных отходов. Дисс. ... канд. биол. наук. Обнинск, 2009. 153 с.

5. Старков О. В., Вайзер В. И., Богданович Н. Г. и др. Экологические проблемы урбанизированных территорий в районах размещения предприятий атомной промышленности на примере Обнинского региона. Известия вузов. Ядерная энергетика. 2003. № 2. С. 67–73.

6. Удалова А. А., Гераськин С. А., Дикарев В. Г., Дикарева Н. С. Оценка цито- и генотоксичности природных вод в районе расположения хранилища радиоактивных отходов с помощью *Allium*-теста. Радиационная биология. Радиозэкология. 2014. Т. 54. Вып. 1. С. 97–106.



7. Удалова А. А., Пяткова С. В., Гераськин С. А. и др. Оценка цитогенотоксичности подземных вод, отобранных на промплощадке Дальневосточного центра по обращению с радиоактивными отходами. Радиационная биология. Радиозэкология. 2016. № 2. С. 208–219.

8. Gopalan H. N. B. Ecosystem health and human well being: the mission of the international programme on plant bioassays. Mutat. Res. 1999. V. 426. P. 99–102.



## **СОВРЕМЕННАЯ РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА В ЮГО-ЗАПАДНЫХ РАЙОНАХ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ КОМПЛЕКСНОЙ ПАСПОРТИЗАЦИИ**

Шубина О. А., Титов И. Е., Кречетников В. В.  
*ФГБНУ ВНИИРАЭ, г. Обнинск*

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглась территория 21 субъекта Российской Федерации. Наиболее высокие уровни загрязнения зарегистрированы в Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях. Максимальные плотности радиоактивных выпадений  $^{137}\text{Cs}$  (свыше 1480 кБк/м<sup>2</sup>) были выявлены в Брянской области, где 17,1 тыс. га сельскохозяйственных угодий временно выведены из землепользования.

Несмотря на положительные результаты, достигнутые в результате реализации мер по ликвидации и минимизации последствий аварии, к настоящему времени не удалось полностью обеспечить радиационную безопасность, как проживания населения, так и его хозяйственной деятельности. Решение этой проблемы осложняется низким уровнем экономического развития загрязненных районов, сложной демографической ситуацией, резким падением уровня жизни населения. Важной, но во многом не решенной, остается проблема снижения уровней загрязнения продукции личных подсобных хозяйств граждан, проживающих на радиоактивно загрязненных территориях.

Основной задачей в области реабилитации населения и загрязненных территорий является оптимизация реабилитационных мероприятий, то есть внедрение наиболее эффективных технологий и реализация экономически оправданных мероприятий, ориентированных на улучшение радиационной обстановки. Исходной базой для реализации программ реабилитации сельскохозяйственных предприятий, расположенных на территориях, загрязненных радионуклидами, являются данные радиоэкологического мониторинга земель и их состояния на настоящий момент времени, а также данные о социально-демографической и экономической ситуации в выбранных объектах. Такая информация может быть скомпилирована в виде паспортов безопасности проживания на радиоактивно загрязненных территориях.

Работы по паспортизации радиоактивно загрязненных территорий (населенных пунктов, сельскохозяйственных угодий,



лесов) Брянской области проводились в рамках реализации федеральной целевой программы «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года».

Основная цель работ по паспортизации — обеспечение населения и органов исполнительной власти конкретной и объективной информацией для обоснования и проведения реабилитационных мероприятий и принятия решений по обеспечению безопасного проживания населения, ведения хозяйства и использования ареала обитания на радиоактивно загрязненных территориях.

Работа проводилась на основе согласованных в 2011 г. межведомственных протоколов и регламентов приема/передачи данных результатов паспортизации радиоактивно загрязненных территорий между МЧС России и Минсельхозом России, Рослесхозом и Росгидрометом. В согласованных документах представлены требования к содержанию и структуре представления информации МЧС России, Минсельхозом России, Рослесхозом и Росгидрометом для создания единого банка данных результатов паспортизации радиоактивно загрязненных территорий, включая населенные пункты, сельскохозяйственные угодья и земли лесного фонда.

В 2011 году была разработана научно-методическая база, программные средства, структуры паспортов безопасности проживания на радиоактивно загрязненных территориях для населенных пунктов и сельскохозяйственных предприятий, и начата комплексная паспортизация загрязненных территорий.

В соответствии с основными задачами паспортизации радиоактивно загрязненных территорий, включая населенные пункты, сельскохозяйственные земли, паспорта может быть включена следующая информация:

- 1) административно-хозяйственная характеристика (административная привязка населенного пункта (НП), сельскохозяйственного предприятия, структура землепользования);
- 2) хозяйственно-экономическая характеристика сельскохозяйственного предприятия, населенного пункта (наличие мелких и средних предприятий, производство продукции растениеводства, поголовье животных, производство продукции животноводства и т.д.);
- 3) социально-демографическая характеристика (для НП): состав населения (работоспособное, пенсионеры, дети);



занятость населения; наличие социальных учреждений — школ, детских садов, медицинских учреждений, культурно-просветительных учреждений, предприятий бытового обслуживания, торговых предприятий и т.д.);

- 4) характеристики почвенного покрова (тип почвы, агрохимические показатели, картосхемы почвенного покрова);
- 5) радиологическая информация: распределение площадей земель по плотности загрязнения, карты-схемы сельскохозяйственных угодий с уровнями загрязнения отдельных полей и участков, площади выведенных из оборота земель, уровни загрязнения продукции; плотности загрязнения территории населенного пункта, подворий, детских садов, школ и т.п., дозы облучения населения;
- 6) справочная информация (рационы питания населения; коэффициенты перехода радионуклидов в сельскохозяйственную и лесную продукцию; Гигиенические требования безопасности продовольственного сырья и продуктов (СанПиН 2.3.2.1078–01) для основных видов производимой продукции; расчетные предельно допустимые плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  почв сельскохозяйственных угодий, на которых возможно получение нормативной продукции;
- 7) эффективность приемов, обеспечивающих снижение накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, информация о проведенных реабилитационных мероприятиях;
- 8) рекомендации по безопасному ведению сельского хозяйства (приемы и технологии ведения сельскохозяйственного производства на территориях, загрязненных радионуклидами, эффективность приемов, обеспечивающих снижение накопления радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, объемы и виды проведенных реабилитационных мероприятий, индивидуальные планы рекомендуемых реабилитационных мероприятий). Рекомендации муниципальным органам власти по безопасному проживанию населения и ведению хозяйственной деятельности в населенных пунктах.



По итогам предварительного анализа информации сформирован перечень сельскохозяйственных угодий и населенных пунктов юго-западных районов Брянской области, для которых были созданы паспорта безопасности проживания на радиоактивно загрязненных территориях.

Критериями для выбора данных населенных пунктов являлись:

- превышение у жителей населенных пунктов доз облучения выше 1 мЗв/год или существенный риск превышения дозовых нормативов;
- наличие в них населения, в том числе ведущего хозяйственную деятельность и имеющего частные подворья (например, наличие частного скота);
- превышение в населенных пунктах санитарно-гигиенических нормативов по производимой и потребляемой жителями пищевой продукции (молоко, говядина, свинина, картофель, грибы) или существенного риска превышения радиологических нормативов.

Критерием включения территорий в каталог сельскохозяйственных угодий, подлежащих паспортизации, является превышение плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  185 кБк/м<sup>2</sup> (плотность загрязнения, начиная с которой, как правило, рекомендуется применение специальных защитных мероприятий).

При составлении каталога населенных пунктов, сельскохозяйственных угодий учитывалось их территориальное расположение. Т.е. в том случае, если СГЭД в населенном пункте превышает 1 мЗв/год, в каталог должно быть включено сельскохозяйственное предприятие, в границах которого он находится. А также все остальные населенные пункты, расположенные на территории сельскохозяйственного предприятия. В том случае, если по радиологическому критерию в каталог включается сельскохозяйственное предприятие, в каталог также включаются все населенные пункты, расположенные на его территории.

Информация, полученная в ходе радиологического обследования территорий, обобщена в едином банке данных результатов паспортизации радиоактивно загрязненных территорий. Всего по итогам паспортизации 2012–2015 гг. в него внесена информация для 101 сельскохозяйственного предприятия и 217 населенных пунктов.



Для 85 сельскохозяйственных предприятий и 125 населенных пунктов составлены паспорта безопасности проживания на радиоактивно загрязненных территориях. Сводные паспорта безопасности проживания на радиоактивно загрязненных территориях разработаны для Гордеевского, Красногорского, Злынковского, Клинцовского, Новозыбковского и Климовского районов Брянской области.

За время, прошедшее после аварии на ЧАЭС, неоднократно менялись границы и названия хозяйств, поэтому основные показатели для сельскохозяйственных предприятий (карты, почвенные характеристики, уровни загрязнения и т.д.) были приведены в соответствии с картами агрохимического и радиологического обследования, которые проводятся Федеральным государственным бюджетным учреждением Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский».

За прошедший период времени после аварии на ЧАЭС было проведено несколько туров радиологического обследования сельскохозяйственных земель. Сравнение результатов нескольких туров обследования показывает значительное улучшение радиационной обстановки. Кормовые угодья имеют более высокие уровни загрязнения, чем пашня.

Анализ результатов паспортизации показал, что средневзвешенная плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственных угодий Гордеевского района с 1996 года снизилась в 1,21 раза. Практически все земли Красногорского района остаются пока в разряде загрязнённых, то есть плотность загрязнения превышает 37 кБк/м<sup>2</sup>. Почв с уровнем загрязнения 155 кБк/м<sup>2</sup> на пашне остаётся 35%, что на 12% меньше чем в 1996 году, а на сенокосно-пастбищных угодьях снижение 8%. Почв, относящихся к зоне отчуждения (свыше 1480 кБк/м<sup>2</sup>) в районе остаётся ещё много — 10%. На сельхозугодьях Злынковского района радиологическая ситуация значительно улучшилась: средневзвешенная плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  не превышает 258 кБк/м<sup>2</sup>. Средневзвешенная плотность загрязнения пашни Клинцовского района  $^{137}\text{Cs}$  не превышает 155 кБк/м<sup>2</sup>, а сенокосов и пастбищ — 280 кБк/м<sup>2</sup>. Средневзвешенная плотность загрязнения пашни Новозыбковского района  $^{137}\text{Cs}$  с 1993 года снизилась в 1,5 раза, а сенокосов и пастбищ в 1,3 раза. Средневзвешенная плотность загрязнения пашни Климовского района  $^{137}\text{Cs}$  не превышает 78 кБк/м<sup>2</sup>, а сенокосов и пастбищ — 135 кБк/м<sup>2</sup>.



На диаграммах, построенных по динамике загрязнения юго-западных районов Брянской области, показано снижение доли площадей с более высокими уровнями загрязнения и увеличения с более низкими (рис. 1).

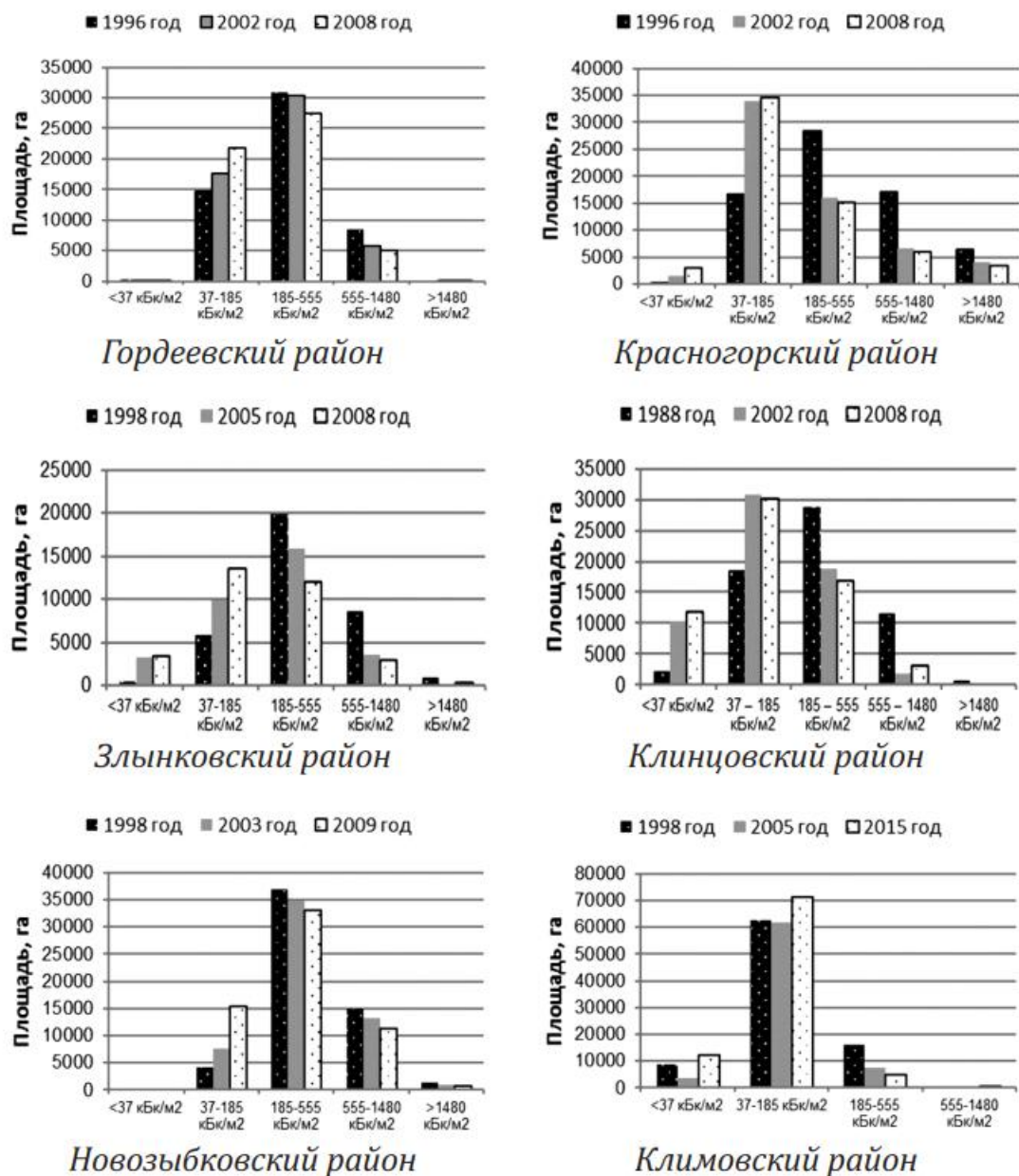


Рисунок 1. Динамика изменения площадей сельскохозяйственных угодий юго-западных районов Брянской области, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$

При реализации зонального принципа ведения агропромышленного производства на территории, подвергшейся воздействию аварийных выбросов, сельскохозяйственные угодья с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  свыше 1480 kBq/m<sup>2</sup> были временно выведены



из хозяйственного использования. Общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  свыше 1480 кБк/м<sup>2</sup> в настоящее время сократилась с 17,1 тыс. га до 3,5 тыс. га (20,7% от площади земель, ранее выведенных из землепользования).

Общая площадь хозяйств, для которых были разработаны паспорта, составляет 270,6 тыс. га, из них в настоящее время на 90,5 тыс. га (33,4%) требуется проведение реабилитационных мероприятий, чтобы обеспечить производство продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам (таблица 1).

Таблица 1

**Общая характеристика земель сельскохозяйственных предприятий, для которых созданы комплексные радиологические паспорта**

Район	Общая площадь сельхозугодий, га	Площадь сельхозугодий, на которых необходимо проводить реабилитационные мероприятия, га
Новозыбковский	52 120	23 136
Злынковский	28 278	13 523
Гордеевский	54 661	23 582
Красногорский	57 211	23 646
Клинцовский	23 730	3535
Климовский	54 612	3103
Всего	270 612	90 525

Одним из основных критериев оценки радиологической ситуации является информация о содержании  $^{137}\text{Cs}$  в сельхозпродукции, производимой в хозяйствах коллективного сектора. Возделывание сельскохозяйственных культур на загрязненных угодьях обуславливает накопление  $^{137}\text{Cs}$  в производимой продукции.

Результаты радиационного контроля показывают, что в растениеводческой продукции содержание  $^{137}\text{Cs}$  не превышает нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 (с доп. и изм. № 18 — СанПиН 2.3.2.2650-10). Следует отметить высокую вариабельность данных по загрязнению кормов, особенно зеленой массы трав, что связано как с различными уровнями загрязнения сенокосов и пастбищ, их почвенными характеристиками, так и с объемами и видами проведенных ранее реабилитационных мероприятий. В максимальных случаях в зеленой массе трав содержание  $^{137}\text{Cs}$  до 10 раз превышает рекомендуемые показатели, что в свою оче-



редь ведет в повышенному содержанию радиоцезия в продукции животноводства. Сельскохозяйственная продукция в Климовском районе удовлетворяет установленным нормативам.

За последние годы в юго-западных районах Брянской области сократилось количество населенных пунктов, где среднегодовая доза облучения превышает дозовый предел 1 мЗв/год. Так их количество с 1991 года сократилось в Гордеевском районе с 82 до 46, в Красногорском районе с 63 до 46, в Злынковском районе с 44 до 43, в Клинцовском районе с 98 до 47, в Новозыбковском районе с 89 до 85 и в Климовском районе с 73 до 9 [1].

Анализ загрязнения продукции, производимой в личных подсобных хозяйствах, показал, что в настоящее время отмечены случаи превышения содержания радиоцезия в молоке частных коров в 15 населенных пунктах Гордеевского района (Антоновка, Поповка, Смяльч, Кожаны, Ширяевка, Староновицкая, Гордеевка, Рудня-Воробьевка, Перетин, Петрова Буда, Творишино, Кузнецы, Хармынка, Михайловка, Малоудебное), 7 населенных пунктах Злынковского района (Вышков, Федоровка, Добродеевка, Карпиловка, Денисковичи, Спиридонова Буда, Лысье), 1 населенном пункте Климовского района (Хохловка), 7 населенных пунктах Клинцовского района (Унеча, Тулуковщина, Ущерпье, Веприн, Гута-Корецкая, Кузнец, Красный мост), 10 населенных пунктах Красногорского района (Яловка, Макаричи, Увелье, Верхличи, Вяжновка, Криничное, Кургановка, Заборье, Морозовка, Батуровка), 12 населенных пунктах Новозыбковского района (Новые Бобовичи, Внуковичи, Катичи, Вихолка, Старый Вышков, Халеевичи, Старые Бобовичи, Шеломы, Перевоз, Новое место, Несвоевка, Верещаки).

Превышение  $^{137}\text{Cs}$  в грибах отмечено во всех населенных пунктах.

Анализ полученных данных показал, что несмотря на улучшение радиационной обстановки, на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных территориях и населенных пунктах требуется адресное проведение реабилитационных мероприятий.

### Список литературы

1. Брук Г. Я., Базюкин А. Б., Братилова А. А., Власов А. Ю., Гончарова Ю. Н., Громов А. В., Жеско Т. В., Кадука М. В., Кравцова О. С., Романович И. К., Сапрыкин К. А., Степанов В. С., Титов Н. В., Травникова И. Г., Тутельян О. Е., Яковлев В. А. // Радиационная гигиена. 2015. Т. 8. № 2. С. 32–128.



# ФОРМЫ СОЕДИНЕНИЙ $^{137}\text{Cs}$ В ПОЧВАХ ПРИРОДНЫХ И АГРОЭКОСИСТЕМ РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ

Щеглов А. И., Цветнова О. Б., Скрябинский Д. А.  
*Московский государственный университет  
им. М. В. Ломоносова, г. Москва*

## Введение

В настоящее время одной из основных проблем в области биогеохимии является оценка участия в биологическом круговороте (БК) элементов — загрязнителей аэральных выпадений, в том числе  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Эти радионуклиды в качестве химических аналогов ряда важнейших биогенных элементов (К, Са) активно включаются в биологический круговорот с участием растений, животных и человека. Поступление радионуклидов из почвы в растения, темпы их включения в звенья трофической цепи в значительной мере зависят от миграционной способности радионуклидов, которая в первую очередь определяется физико-химическими свойствами элемента, а также составом и свойствами почв [3, 21]

Результаты многочисленных исследований, посвященных изучению состояния искусственных радионуклидов в почвах, полученные в ходе модельных экспериментов, а также в нативных условиях на территориях, загрязненных в результате Кыштымской и Чернобыльской радиационных аварий, свидетельствуют, что при прочих равных условиях соотношение между водорастворимыми, обменными и необменными формами соединений радионуклидов в почвах различно. Показано, что миграционная способность различных радионуклидов в почвах увеличивается в ряду:  $^{137}\text{Cs} < ^{239,240}\text{Pu} < ^{241}\text{Am} < ^{90}\text{Sr} < ^{60}\text{Co} < ^{237}\text{Np}$ . При этом для  $^{137}\text{Cs}$  отмечается довольно высокое содержание в составе обменной формы (30%), однако большая его часть находится в прочной связи с кристаллическими решетками алюмосиликатов (87%), на долю водорастворимой формы приходится в среднем 1,5% [6, 15, 16, 20].

Вместе с тем, как известно, сразу после выпадений определяющую роль в распределении радионуклидов по физико-химическим формам нахождения в почвах играет природа самих выпадений (топливная, конденсационная, аэрозольная, газовая компоненты), в последующем главную роль в этом про-



цессе играет неоднородность состава и свойств различных генетических горизонтов почв [24]. Так, авария на ЧАЭС характеризовалась множественностью физико-химических форм радиоактивных выпадений, представленных как аэрозолями конденсационного типа, так и диспергированными частицами ядерного топлива [1, 24]. Большая часть радионуклидов находилась в составе слаборастворимых полидисперсных частиц размером от десятых долей до сотен мкм (так называемые “горячие” частицы). Вещественный состав большинства матриц “горячих” частиц (до 90%) был представлен различными оксидами урана неодинаковой степени окисления с различными примесями. Их радионуклидный состав близок к составу ядерного топлива, но с фракционированием летучих высокодисперсных продуктов деления. Встречаются и так называемые рутениевые частицы с матрицей из элементов группы железа, в значительной степени обогащенные  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ . Также обнаружены частицы, обогащенные  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce} + ^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ce} + ^{134,137}\text{Cs}$ , и чисто цезиевые частицы [12,15, 24]. В связи с этим распределение радионуклидов по физико-химическим формам нахождения в почвах территории загрязнения (особенно в 30-км зоне) имело достаточно сложный характер, связанный с широким спектром частиц радиоактивных выпадений, а также многообразием типов почв и условий их формирования (рельеф, материнские породы, климатические показатели, микробиологическая активность, структура растительного сообщества и др.). При этом наиболее дискуссионными вопросами в этой области являются положения, связанные с динамикой физико-химических форм соединений радионуклидов в почвах. В целом можно выделить ряд закономерностей: 1) В начальный период с увеличением расстояния от ЧАЭС и уменьшением размеров частиц выпадений повышалась подвижность радионуклидов в их составе [14,15 и др.]. Вследствие этого сразу после выброса на удалении 300–500 км от ЧАЭС в северо-восточном направлении 60–80%  $^{137}\text{Cs}$  и ~90%  $^{90}\text{Sr}$  в выпадениях были представлены в кислоторастворимой форме и соответственно <15% и <5% в водорастворимой [4]. На большем удалении (в Западной Европе) доля водорастворимых форм радиоактивных изотопов цезия достигала 50% и была сопоставима с аналогичным показателем для глобальных выпадений [18 и др.]. При этом на территории «ближнего» следа в первые месяцы после аварии в лесной подстилке до 10%  $^{137}\text{Cs}$  находилось в водораствори-



мой форме, а в верхнем подподстилочном слое до 50% [4 и др.]. Доля  $^{90}\text{Sr}$  в водорастворимой и обменной формах была ниже (соответственно <1,5% и <15%), что было связано с его преимущественным выпадением в составе «горячих» частиц. 2) В последующем перераспределение радионуклидов по физико-химическим формам нахождения в почве меняется в зависимости от вида радиоактивных выпадений и типа почв. По истечении 10–15 лет после чернобыльского выброса различия в динамике физико-химических форм соединений радионуклидов в почвах территорий, где выпадения были в основном представлены топливной или конденсационной компонентой, сгладились, и наступило относительно устойчивое квазиравновесное состояние в распределении их различных форм. При этом  $^{137}\text{Cs}$  в почве находился преимущественно в фиксированной форме — 75–98%, а  $^{90}\text{Sr}$  — в обменной — 20–70%. Как правило, в водорастворимой форме находилось не более 3%  $^{137}\text{Cs}$ , в ионообменной — менее 5%, кислоторастворимой — < 10%; для  $^{90}\text{Sr}$  эти величины были несколько меньше, соответственно < 5%, 20–70% и 10–40% [5, 7, 8–11, 13, 15, 17, 22, 24].

Целью настоящих исследований явилась оценка современных уровней нахождения и дальнейшей динамики форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  в почвах природных и агроэкосистем радиоактивно загрязненных территорий Брянской области, в наибольшей степени пострадавших в результате аварии на ЧАЭС в пределах Российской Федерации.

### **Объекты и методы исследования**

Исследования проводились в 2015 году на радиоэкологических полигонах кафедры радиоэкологии и экотоксикологии МГУ им. М. В. Ломоносова, заложенных на участках лесных экосистем (сосняк зеленомошник и березняк разнотравно-злаковый на подзолистых песчаных почвах) и агроценозов (посевы сидератов на дерново-подзолистых легкосуглинистых почвах) в Красногорском р-не Брянской области. Почвы исследуемых лесных фитоценозов сформированы на флювиогляциальных отложениях и характеризуются песчаным гранулометрическим составом (песок связный), сильнокислой и кислой реакцией среды, низким содержанием гумуса. Почвы агроценоза имеют более нейтральную реакцию среды, ненасыщены основаниями и низкогумусны, гранулометрический состав легкий суглинок [23].



Для определения форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  в пределах рассматриваемых объектов производили отбор образцов лесной подстилки по подгорizontам O1, O2, O3 и минеральной толщии по слоям 0–5, 5–10, 10–15 см с фиксированной площади.

В лабораторных условиях образцы высушивали и в них методом последовательных вытяжек выделяли следующие фракции: водорастворимая (F1), обменная (F2), кислоторастворимая (F3), необменная (F4) форма и прочно связанная с ППК — остаток (F5) в соответствии с представлениями, существующими в современной отечественной науке [15, 21]. После выделения каждой вытяжки полученный раствор фильтровали и помещали в контейнер для измерения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ . Определение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах и вытяжках проводили на универсальном спектрометрическом комплексе «Гамма-плюс» с использованием сцинтилляционного детектора NaI. Относительная аналитическая погрешность определения на приборе не превышала 10%.

### **Результаты исследований.**

Проведенные исследования показали, что по данным на 2015 год плотность загрязнения почв по  $^{137}\text{Cs}$  составила в агроценозе 137,04, в березняке 2775,78 и сосняке 3354,16 кБк/м<sup>2</sup>. Основной запас  $^{137}\text{Cs}$  в почвах сосняка сосредоточен в толще подстилки (64%), березняка — в органоминеральном слое 0–5 см (57%), а агроценоза — в 0–30 см пахотном горизонте.

Результаты исследований форм соединения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах лесных экосистем (сосняков и березняков) свидетельствуют, что их относительное содержание неодинаково (табл. 1).

В почвах сосняка в подстилке доля подвижных фракций (F1, F2, F3) максимальна в листовом слое (O1), что объясняется процессами ремобилизации  $^{137}\text{Cs}$  в результате биологического круговорота и минимальна в гумифицированном слое подстилки (O3). Наименьших значений среди подвижных форм достигает содержание водорастворимой фракции (F1) в подгоризонте O3 — 0,1%, а наибольших — обменной фракции (F2) в слое O1–30,4%.

Относительное содержание необменных форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  (F4), напротив, в толще подстилки с глубиной возрастает. Вероятно, это связано с тем, что в слое O3 фракционный состав форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  в наибольшей степени сохранил признаки исходного состава чернобыльских выпадений на данной территории. А вот доля так называемого «остатка» (F5) в го-



ризонте подстилки отсутствует. Как и предполагалось ранее связано это с тем, что в подстилке сосняка практически отсутствует минеральная примесь, которая могла бы необменно поглощать  $^{137}\text{Cs}$ .

Таблица.1.

**Относительное содержание  $^{137}\text{Cs}$  в загрязненных почвах  
Брянского Полесья на современном этапе, %**

Слой	Относительное содержание фракций, %				
	F1*	F2	F3	F4	F5
Сосняк					
01	12,66	30,4	18,99	37,97	0
02	0,93	7,8	7,25	83,98	0
03	0,1	2,97	2,57	94,34	0
0-5	0,19	2,24	1,11	33,01	63,43
5-10	0,22	2,52	1,6	31,76	63,88
10-15	0,17	4,49	2,43	31,31	56,58
Березняк					
01	10,47	21,93	16,03	51,55	0
02	0,77	4,48	5,64	83,7	5,39
03	0,09	1,11	1,72	82,26	14,81
0-5	0,09	1,25	1,55	68,05	29,04
5-10	0,7	1,86	1,2	33,8	62,4
10-15	1,14	4,13	3,84	28,95	61,92
Агроценоз					
0-5	0,41	5,25	6,45	37,50	50,38
5-10	0,51	6,45	7,4	41,9	43,73
10-15	0,9	5,16	6,59	35,82	51,51
15-20	2,15	6,28	7,96	38,42	45,18
20-25	0,93	7,96	6,73	35,18	49,19
25-30	2,97	8,13	8,86	32,8	47,22

*F1 – водорастворимая, F2 – обменная, F3 – кислоторастворимая, F4 – не-обменная, F5 – остаток, (%).*

По сравнению с подстилкой, относительное содержание подвижных фракций (F1, F2, F3) в органоминеральной толще почв сосняка характеризуется противоположными закономерностями. Доля водорастворимой фракции (F1) приблизительно одинакова во всей 0–15 см толще (в слоях 0–5; 5–10 и 10–15 см). Доля же под-



вижных фракций (F2, F3) минимальна на глубине 0–5 см, с глубиной возрастает и достигает относительного максимума на глубине 10–15 см. Напротив, содержание необменных форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  и «остатка» (F4 и F5) в органоминеральном слое с глубиной уменьшается до минимальных показателей в слое 10–15 см.

В почвах березняка относительное содержание исследуемых форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  в подгоризонтах подстилки сходно с таковым в почвах сосняка. То есть доля подвижных фракций (F1, F2, F3) максимальна в листовом (O1) и минимальна в гумифицированном слое подстилки (O3). Наименьших значений среди подвижных форм достигает содержание водорастворимой фракции (F1) в подгоризонте O3–0,09%, а наибольших — фракции (F2) в подгоризонте O1 — 21,93%. При этом относительное содержание  $^{137}\text{Cs}$  в различных фракциях почв березняка несколько ниже, а необменных (F4 и F5) несколько выше, чем в почвах сосняка.

Следует отметить, что в березняке в слоях подстилки O2 и O3 появляется фракция (F5) «остаток», в то время как в почвах сосняка данная фракция в рассматриваемых подгоризонтах отсутствует. Вероятно, это связано с тем, что в подстилке березняка присутствует минеральная примесь, способная к необменному поглощению  $^{137}\text{Cs}$ .

По сравнению с подстилкой относительное содержание подвижных (F1, F2, F3) фракций в органоминеральной толще почв березняка характеризуется противоположными закономерностями. Доля подвижных фракций (F1, F2, F3) минимальна в слое 0–5 см, с глубиной она возрастает, достигая максимума в слое 10–15 см. Напротив, относительное содержание необменных форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  (F4) в минеральных слоях уменьшается с глубиной и достигает минимальных значений в толще 10–15 см — 28,95%. При этом доля фракции «остаток» с глубиной увеличивается.

По сравнению с почвами лесных фитоценозов в почвах агроценоза относительное содержание подвижных фракций  $^{137}\text{Cs}$  (F1, F2, F3) выше, а необменных форм и «остатка» ниже, за исключением рассматриваемых показателей в листовом слое подстилки O1 (таблица 1). В профильном распределении исследуемых фракций отмечается небольшое увеличение подвижных и снижение необменных фракций в слоях «плужной подошвы». Следует подчеркнуть, что почва агроценоза характеризуется наличием 2 пахотных горизонтов: «современного» — до глу-



бины 20 см и старопахотного — до глубины 40 см. Предположительно, старопахотный горизонт является следствием проведения рекультивационных мероприятий по минимизации последствий радиоактивного загрязнения в агроландшафтах, а именно плантажной вспашки с оборотом загрязненного пласта. Вероятно, именно поэтому уровень содержания форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  и активности в целом в этих почвах с глубиной повышаются. В целом же в почвах агроценоза отмечается более равномерное распределение форм соединения  $^{137}\text{Cs}$  по профилю по сравнению с лесными аналогами.

Оценка многолетней динамики (1998–2015) относительного содержания физико-химических форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  в подзолистых песчаных почвах сосновых фитоценозов Брянского Полесья (таблица 2), где подобные исследования проводились нами и ранее, показала, что в 1998 году в составе фракций на долю водорастворимых соединений приходилось 0,09%, обменных — 10,01%, кислоторастворимых — 3,92%, необменных — 46,23%, остатка — 39,75% [2].

Таблица 2.  
**Динамика содержания физико-химических форм  $^{137}\text{Cs}$  в почвах сосняка Брянского Полесья**

Год	Относительное содержание фракций, %				
	F1	F2	F3	F4	F5
1998	0,09	10,01	3,92	46,23	39,75
2013	0,4	2,58	1,52	36,91	60,69
2015	0,38	4,09	3,31	69,31	22,87

Согласно нашим результатам исследований за 2013 год, процентное соотношение фракций несколько изменилось и составило: водорастворимая — 0,4%, обменная — 2,58%, кислоторастворимая — 1,52%, необменная — 39,91%, остаток — 60,69%. То есть по сравнению с 1998 годом количество необменных форм, как видно из таблицы 2, уменьшилось (примерно на 10%), а содержание остатка увеличилось (почти на 20%). В определенной степени это свидетельствует о приближении квазиравновесного состояния между распределением различных форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  в исследуемых почвах.

Между тем в 2015 году прослеживаются иные тенденции. В этот период процентное соотношение различных фракций



$^{137}\text{Cs}$  в почвах достигало: водорастворимая — 0,13%, обменная — 0,4%, кислоторастворимая — 0,27%, «остаток» — 93,37%. То есть можно констатировать, что содержание водорастворимой фракции (F1) практически не изменилось по сравнению с предыдущими годами, однако увеличилось количество подвижных фракций  $^{137}\text{Cs}$  (F2 и F3), в 1,5–2 раза соответственно. Также почти в 2 раза возросло содержание необменной фракции, приблизительно в 3 раза снизилась доля «остатка». Это объясняется тем, что около 60% активности приходится на подстилку, где доля остатка составляет «0%», поэтому показатель «остатка» на весь исследуемый слой (0+ 0–15 см) так сильно занижается (таблица 2).

Следует отметить также, что по сравнению с 1998 и 2013 годами содержание обменной фракции в 2015 году сократилось практически в 4 раза (с 10% до 3%), что согласуется с предположением ряда авторов, о том, что, хотя к середине 90-х и сложилось относительное равновесное состояние между содержанием различных форм соединений  $^{137}\text{Cs}$ , но в динамике обменные формы могут переходить в необменные и наоборот [19]. Кроме того, по нашим данным, к 2015 году количество кислоторастворимых форм уменьшилось практически в два раза, что тоже указывает на то, что данная фракция постепенно переходит в необменную, тем самым  $^{137}\text{Cs}$  закрепляется почвенными минералами.

В целом, результаты проведённых исследований и их сравнение с данными прошлых лет указывают на то, что содержание форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  в различных слоях корнеобитаемой толщи почв в послеаварийный период определяется следующими процессами:

- вертикальной миграцией;
- сорбцией почвенными компонентами;
- переходом с течением времени подвижных (водорастворимые, обменные и кислоторастворимые) фракций соединений  $^{137}\text{Cs}$  в неподвижные (необменные и остаток).

## **Выводы**

1. По данным на 2015 год, плотность загрязнения почв по  $^{137}\text{Cs}$  в радиоактивно загрязнённых природных и агроэкосистемах Брянской области РФ составила: в агроценозе 137,04, в березняке 2775,78 и сосняке 3354,16 кБк/м<sup>2</sup>. Основной запас  $^{137}\text{Cs}$  в по-



чвах сосняка сосредоточен в толще подстилки (64%), березняка — в минеральном слое 0–5 см (57%), а агроценоза — в 0–30 см пахотном горизонте.

2. В сосняке относительное содержание форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  в подгоризонтах подстилки неодинаково. Доля подвижных фракций (F1, F2, F3) максимальна в листовом слое (O1) и минимальна в гумифицированном слое (O3). Относительное содержание необменных форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  (F4), напротив, в толще подстилки с глубиной возрастает, а содержание фракции «остатка» (F5) снижается до минимальных значений. 3. По сравнению с подстилкой относительное содержание подвижных (F1, F2, F3) фракций в минеральной толще почв сосняка возрастает и достигает максимальных величин в 10–15 см слое. Напротив содержание неподвижных фракций (F4 и F5) уменьшается с глубиной, по сравнению с подстилкой. Максимально снижение отмечается в 10–15 см слое.

4. В березняке распределение по подгоризонтам подстилки форм соединений  $^{137}\text{Cs}$  (F1, F2, F3, F4) в целом сходно с таковым в сосняке. Уровень содержания подвижных форм (F1, F2, F3) немного ниже, чем в сосняке, а уровень необменных форм (F4) несколько выше. В подгоризонтах подстилки (O2 и O3) появляется фракция «остаток» с относительным максимумом содержания в гумифицированном слое (O3). В органоминеральной толще почв березняка относительное содержание исследуемых фракций характеризуется тем же распределением, что и в почвах сосняка. Однако по сравнению с почвами сосняка, количество фракции «остаток» (F5) увеличивается с глубиной.

5. Относительное содержание подвижных фракций  $^{137}\text{Cs}$  (F1, F2, F3) в почвах агроценоза выше, чем в лесных БГЦ, а необменных форм и остатка меньше, исключая лиственный слой подстилки O1. В почвах агроценоза наблюдается более равномерное распределение форм соединения  $^{137}\text{Cs}$  по профилю. В профильном распределении исследуемых фракций отмечается небольшое увеличение подвижных и снижение необменных фракций в слоях «плужной подошвы».

6. В многолетней динамике (1998–2015) относительное содержание подвижных фракций  $^{137}\text{Cs}$  (F1, F2, F3) со временем сокращается в 1,5–2 раза, а неподвижных, напротив, возрастает. Очевидно, что со временем подвижный  $^{137}\text{Cs}$  даже в песчаных почвах переходит в необменное состояние.



## Список литературы

1. Агапкина Г. И.  $^{137}\text{Cs}$  в жидкой фазе почв природных биогеоценозов // Почвоведение, 2002. № 9. С. 1121–1128
2. Агапкина Г. И., Щеглов А. И., Тихомиров Ф. А., Меркулова Л. Н. Многолетняя динамика содержания Cs-137 в почвенных растворах лесных биогеоценозов Украинского Полесья // Вестник Московского университета Серия 17 почвоведение, 1998. № 3. С. 19–24.
3. Алексахин Р.М, Архипов Н. П., Бархударов Р. М. и др. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы. М.: Наука, 1990. 368 с.
4. Бобовникова, Ц.И., Махонько К. П., Сиверина А. А. и др. Физико-химические формы радионуклидов после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почве // Атомная энергия. 1991. Т. 71, Вып. 5. С. 449–454.
5. Бондаренко Г. Н., Кононенко Л. В. Распределение форм нахождения Sr и Cs по вертикальным почвенным разрезам зоны отчуждения ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения: в 2 т. Киев: Наукова думка, 1995. Т. 2. С. 176–185.
6. Борзилов В. А., Бобовникова Ц. И., Коноплев А. В. Формы нахождения радионуклидов в природных средах и их роль в процессах миграции // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. Т. 1. С. 168–172.
7. Давыдов Н. П., Подкур П. П., Савущик Н. П., Цыганков Н. Я. Формы нахождения радионуклидов в лесных почвах Полесья // Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины. Житомир: Изд-во «Волинь», 1998. Вып.5. С. 29–35.
8. Демьяненко С. А., Матухно Ю. Д., Михайличенко А. И. и др. Миграция и биологическое поглощение радиоцезия в лесных насаждениях // Чернобыль — 94. Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 478–492.
9. Диденко Л. Г., Спасенкова И. А. Трансформация форм нахождения  $^{137}\text{Cs}$  в лесной почве // Проблемы лесоведения и лесоводства. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1997. Вып. 45: С. 205–210.
10. Диденко Л. Г., Белова Т. М. О формах нахождения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах лесных // Проблемы лесоведения и лесоводства. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1997. Вып. 45. С. 211–217.
11. Иванов Ю. А. Физико-химические формы выпадений выброса ЧАЭС и долговременная динамика поведения радионукли-



дов выброса в компонентах агроэкосистем // Чернобыль — 94. Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС: материалы IV Междунар. научн.-техн. конф. Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 256–269.

12. Иванов Ю. И., Кашпаров В. А. Поведение в почве радионуклидов, представленных различными компонентами выпадений аварийного выброса ЧАЭС // Радиохимия, 1992. № 5. С. 112–124.

13. Коноплев А. В. Подвижность и биологическая доступность радиоцезия и радиостронция аварийного происхождения в системе «почва-вода». Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 1998. 48 с.

14. Круглов С. В., Алексахин Р. М., Васильева Н. А., Куринов А. Д., Ратников А. Н. О формировании радионуклидного состава почв в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 26–34.

15. Круглов С. В., Куринов А. Д., Архипов Н. П. Формы нахождения радионуклидов в почвах 30-км зоны ЧАЭС и их изменение со временем // Чернобыль — 94. Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 243–250.

16. Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург: УрО РАН, 2001. 159 с.

17. Михайловская Л. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Формы нахождения и миграция радионуклидов в почвах аварийной зоны Чернобыльской АЭС // Агрохимия. 1993. № 1. С. 98–101.

18. Осипов В. Б. Физико-химические особенности поведения  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и их стабильных аналогов в почвах различных экосистем Брянской области в зоне аварии на ЧАЭС. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1996. 20 с.

19. Осипов В. Б., Круглов С. В., Просянкин Е. В. Химические формы цезия-137 и стронция-90 в почвах Брянского Полесья и Стародубского Ополя. Киев. Тезисы докл. Радиобиологического съезда. Пущино, 1993. Ч. 3. С. 833–839.

20. Павлоцкая Ф. И. Формы нахождения и миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. Автореф. дисс. докт. хим. наук. М.: Ин-т геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского АН СССР, 1981. 43 с.

21. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 219 с.



22. Переволоцкий А. Н. Распределение и в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. 255 с.

23. Щеглов А. И., Цветнова О. Б. Касацкий А. А. Динамика загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  различных компонентов лесных экосистем Брянского Полесья // Вестник Московского университета. Сер. 17 почвоведение, 2014. № 3. С. 17–22

24. Shcheglov A. I., Tsvetnova O. B., Kliashtorin A. L. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. М.: Наука. 2001. 235 p.



# **РАДИОАКТИВНОСТЬ ПОСЛЕ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ И АВАРИЙ: ПОСЛЕДСТВИЯ И ПУТИ ПРЕОДОЛЕНИЯ**

Сборник трудов конференции

Обнинск, 19–21 апреля 2016 г.

Под редакцией  
д.т.н. В. М. Шершакова

Верстка *Капралов С. А.*  
Корректурa *Лебедева Е. Г.*

Типография и издательство «Кириллица»  
603089, Н. Новгород, пер. Бойновский, д. 9. Тел.: (831) 436-10-79

---

Подписано в печать 28.11.2016. Формат 60×90/16. Бумага офсетная.  
Гарнитура Cambria. Усл. печ. л. 26,13. Тираж 300 экз. Заказ 4782.