



*Российская Академия Наук*

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

**ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ  
БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ  
АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ**



RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

**NUCLEAR SAFETY  
INSTITUTE**

Препринт ИБРАЭ № IBRAE-2017-02

Preprint IBRAE-2017-02

**Панченко С.В., Симонов А.В., Гаврилина Е.А.**

**ФРАКЦИОНИРОВАНИЕ РАДИОАКТИВНОЙ  
СМЕСИ В ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЯХ И  
ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ИЗОТОПОВ  
ЦЕЗИЯ**

Москва  
2017

Moscow  
2017

УДК 504.064: 621.039.7

Панченко С.В., Симонов А.В., Гаврилина Е.А. ФРАКЦИОНИРОВАНИЕ РАДИОАКТИВНОЙ СМЕСИ В ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЯХ И ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ИЗОТОПОВ ЦЕЗИЯ. Препринт ИБРАЭ № 2017-02. Москва: ИБРАЭ РАН, 2017. — 14 с. — 32 экз.

Аннотация

В работе проведена систематизация эмпирических данных по фракционированию радиоактивных элементов, выброшенных в атмосферу в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В отношении летучих элементов, к которым можно отнести изотопы йода и цезия, коэффициент фракционирования изменялся от 0,5–0,7 до нескольких тысяч. При осаждении радионуклидов на различные поверхности и при разных погодных условиях также были отмечены изменения в коэффициентах фракционирования по сравнению с воздушной средой. Из всех рассматриваемых элементов поведение изотопов цезия в выпадениях было самым необычным.

©ИБРАЭ РАН, 2017

Sergey Panchenko, Aleksandr Simonov, Ekaterina Gavrilina. FRACTIONATION OF RADIOACTIVE MIXTURE IN CHERNOBYL DEPOSITS AND PECULIARITIES OF BEHAVIOR OF ISOTOPES OF CESIUM. Preprint IBRAE 2017-02. Moscow: Nuclear Safety Institute, 2017. — 14 p.

Abstract

Empirical data on the fractionation of radioactive elements emitted into the atmosphere as a result of the Chernobyl accident are systematized in the paper. With regard to volatile elements such as the isotopes of iodine and cesium, the fractionation factor varied from 0.5–0.7 to several thousands. When radionuclides were deposited on different surfaces under various weather conditions, differences between superficial fractionation factor and the air one were also noticed. The behavior of cesium isotopes in deposition among all the elements considered was the most unusual.

©Nuclear Safety Institute, 2017

# ФРАКЦИОНИРОВАНИЕ РАДИОАКТИВНОЙ СМЕСИ В ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЯХ И ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ИЗОТОПОВ ЦЕЗИЯ

*Панченко С.В., Симонов А.В., Гаврилина Е.А.*

ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ  
113191, Москва, ул. Б. Тульская, 52  
тел.: (495) 955-23-21, факс: (495) 955-23-21, электронная почта:  
panch@ibrae.ac.ru

## СОДЕРЖАНИЕ

<b>Предисловие .....</b>	<b>4</b>
<b>Введение .....</b>	<b>5</b>
<b>Краткий обзор экспериментального материала .....</b>	<b>5</b>
<b>Обсуждение результатов .....</b>	<b>9</b>
<b>Заключение.....</b>	<b>12</b>
<b>Литература .....</b>	<b>12</b>

## Предисловие

Настоящая работа была выполнена более 10 лет назад, как предтеча исследования по формированию радиационной обстановки над территорией России в период интенсивных «чернобыльских» выпадений. Её основополагающая цель заключалась в уточнении дозовых нагрузок на щитовидную железу (ЩЖ), поскольку авторам казалось, что не все возможности анализа были исчерпаны в предыдущих работах. Для этого надо было проследить судьбы радиоактивных облаков, начавших свой путь на территории Украины, прошедших немалое расстояние над территорией Беларуси и только затем попавших в Россию. На всем протяжении своего движения радиоактивные облака оставляли «следы», часть из которых использовалась в ранних исследованиях, а часть осталась фактически незамеченной. Привлечение всего собранного экспериментального материала, его подчас новое осмысление могло, на наш взгляд, дать более корректное описание как самого феномена (загрязнение природной среды в результате аварии), так и более реалистичные оценки дозовых нагрузок в различных районах. К сожалению, по разным причинам опубликовать работу после ее написания не удалось.

На разные соотношения изотопов в чернобыльских выпадениях указывали почти все авторы, занимавшиеся проблемой реконструкции дозовых нагрузок. Однако в силу ограниченности того материала, которым они располагали на момент своих исследований, констатация факта в практическом плане давала немного и заключалась в приписывании тем или иным территориям некоторых величин отношений между нуклидами. При этом границы этих территорий брались либо как административные [1, 2], либо определялись, исходя из возможностей статистики [3, 4]. Между тем, как верно отмечал один из патриархов изучения дозовых нагрузок на ЩЖ, Ю.И. Гаврилин, именно определение границ территорий с одинаковой радиоактивной судьбой одна из труднейших задач реконструкции дозовых нагрузок на ЩЖ [5]. Но обо всем этом впереди. А пока о параметре, который поможет нам впредь точнее установить территории с одинаковой радиоактивной судьбой.

## Введение

Термин «фракционирование» от французского «fractionner» — дробление или латинского «fractio» — разламывание означает разделение смесей различных тел на группы, смежные по химическим или физическим свойствам [6]. Среди специалистов, занимающихся вопросами радиационной защиты, этот термин появился при исследованиях поражающих свойств ядерного оружия, когда было замечено разделение изотопов на следах ядерных взрывов по степени их «летучести». Свойство «летучести» отдельных химических элементов связывалось с температурой кипения элемента качественно в обратно пропорциональной зависимости. Для количественного выражения степени фракционирования был введен коэффициент фракционирования ( $f_{i,j}$ ), численно равный:

$$f_{i,j} = \frac{A_i(\text{проба}) / A_j(\text{проба})}{A_i(\text{ист.}) / A_j(\text{ист.})}, \quad (1)$$

где  $A_i$  и  $A_j$  — содержание  $i$ -го и  $j$ -го элементов соответственно в пробе и источнике.

Для радиоактивных следов, образующихся после испытаний ядерного оружия, были найдены эмпирические зависимости  $f_{i,j}$  для наиболее важных дозообразующих радионуклидов в зависимости от удаления от места взрыва и от оси радиоактивного следа. В качестве опорного ( $j$ -го) радионуклида традиционно вошло в практику использование  $^{95}\text{Zr}$ , тугоплавкого элемента с периодом полураспада 64 дня, хорошо регистрируемого различными приборными средствами. В отдельных случаях в качестве опорного выступал также тугоплавкий, но более долгоживущий элемент (период полураспада 284,3 сут)  $^{144}\text{Ce}$ .

Некоторые исследователи, изучающие последствия аварии на ЧАЭС, также в своих работах приводили коэффициенты фракционирования радиоактивных изотопов  $f_{i,95}$  или  $f_{i,144}$  для различных территорий [7, 8], их основное прикладное значение сводилось к более реалистичной оценке доз облучения в тех точках, где отсутствовало достаточное число прямых измерений мощности дозы. Кроме того, изначально в распоряжении тех исследователей, которые занимались окружающей средой и дозами облучения человека, отсутствовали точные количественные оценки наработанных в реакторе нуклидов, что затрудняло и оценку коэффициентов фракционирования, поэтому для утилитарных целей пользовались, в основном, отношениями между нуклидами в пробах. Позднее, когда такие оценки появились, в окружающей среде основными дозообразующими нуклидами остались два изотопа цезия, и то упомянутое предназначение коэффициентов фракционирования, как бы, отпало само собою. Между тем, коэффициенты фракционирования весьма полезный инструмент анализа при реконструкции условий формирования радиационной обстановки в той или иной точке, и этот момент не потерял своей актуальности для целого ряда исследований.

## Краткий обзор экспериментального материала

Почти повсеместное распространение чернобыльских выбросов по северному полушарию дало обильный экспериментальный материал по выпадениям радионуклидов в разных точках. Более скромными выглядят данные по измерениям концентраций радионуклидов в воздухе. Возможно, поэтому сколько-нибудь серьезный анализ данных по географии фракционирования радионуклидов чернобыльского происхождения в прошедшие после аварии годы отсутствует. Большое число авторов отмечали широкий спектр радионуклидных отношений в различных географических точках, однако, лишь немногие акцентировали внимание на причинах этого явления, и почти никто не рассматривал вопросы его генезиса. В качестве основных причин указывалось на особенности процессов, формирующих многообразие начальных соотношений нуклидов в облаке, и сложность метеоусловий при движении радиоактивных шлейфов над поверхностью земли. Для лучшего понимания масштабов фракционирования кратко остановимся на обзоре экспериментального материала.

В отчете советских экспертов, представленном на совещании экспертов МАГАТЭ в августе 1986 г., имеется информация об относительном содержании радионуклидов в воздухе над аварийным блоком в различные дни [9], табл. 1. К сожалению, подробностей о самих пробах и измерениях в документе не приводится, а впоследствии к ним очень редко обращались исследователи. Тем не менее, можно

отметить, что с учетом точности выполненных измерений воздушная среда над реактором днем 26 апреля была слабо фракционирована. Наблюдалось некоторое обогащение летучими изотопами йода, теллура и цезия. Начиная с 28 апреля, коэффициенты фракционирования в воздухе над реактором приводятся в работе [10] (табл. 1). Авторы по-прежнему отмечают лишь небольшое обогащение смеси изотопами йода в период 28 и 29 апреля, и только с 30 апреля начинает наблюдаться заметное уменьшение доли тугоплавких элементов в воздухе над реактором.

**Таблица 1. Коэффициенты фракционирования радионуклидов ( $f_{i,95}$ ) в воздухе над реактором IV энергоблока**

Дата отбора	$^{99}\text{Mo}$	$^{103}\text{Ru}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{131}\text{I}$	$^{132}\text{Te}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{136}\text{Cs}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{141}\text{Ce}$	$^{144}\text{Ce}$	$^{147}\text{Nd}$	$^{239}\text{Np}$
26.04.86	0,9	0,7	1,3	2,6	6,7	3,2	4,6	0,7	0,3	0,6	0,9	0,5
28.04.86		1,1	1,4	2,7				1,1	0,9	1,0		
29.04.86		0,8	1,3	2,6				0,8	0,3	0,6		
30.04.86		7,8	5,2	27		50*			1,4	2,4		

\* — результат относится к  $^{137}\text{Cs}$ .

Первые результаты по коэффициентам фракционирования в приземном слое воздуха в самой ближней зоне можно получить по результатам измерения фильтра (№ 1) из петряновской ткани ФПП-15, который экспонировался с 25 апреля, по крайней мере, до 10 мая 1986 г., на промплощадке Чернобыльской АЭС на расстоянии 200–300 м от четвертого блока [11] (табл. 2). Фильтр был снят 16 мая и измерялся в ИБФ МЗ СССР и ВНИИНМ. Фактически это единственный известный результат измерения приземной интегральной концентрации радионуклидов в воздухе за период «активных» выбросов в непосредственной близости от блока.

**Таблица 2. Коэффициенты фракционирования радионуклидов ( $f_{i,95}$ ) в аэрозолях воздушного фильтра, экспонированном с 25.04 по 10.05 в 250 м от реактора**

$^{95}\text{Nb}$	$^{103}\text{Ru}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{131}\text{I}$	$^{132}\text{Te}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{141}\text{Ce}$	$^{144}\text{Ce}$	$^{238}\text{Pu}$	$^{239+240}\text{Pu}$
1	5,3	5,5	15,6	64,6	45,2	44,5	2,9	1	1	0,7	1,2

В таблице 2 обращает на себя внимание уже более заметное обогащение аэрозольного фильтра летучими элементами, температура кипения которых ниже 1000 °С. По существу именно летучие элементы определяли загрязнение воздушного бассейна ближней зоны уже через 3-4 дня после аварии. Кроме того, с большой вероятностью как первый мощный выброс, так и последующий затем примерно через сутки при сильном пожаре второй выброс, определившие в значительной мере загрязнение почвенного покрова на больших территориях, внесли слабый вклад в загрязнение этого конкретного фильтра.

Если же рассматривать фракционирование в выпадениях ближней 5 км зоны, то оно почти повсеместно отсутствует. Так, несколько южнее города Припять примерно в 2-км от АЭС в пробе почвы (№ 3), отобранной 8 мая 1986 г., наблюдается лишь некоторое характерное обеднение летучим  $^{131}\text{I}$  (табл. 3) [12]. Радионуклидный состав мазка, взятого с поверхности здания 12.05.1986 г. по улице героев Сталинграда, д. 1, также показывает отсутствие фракционирования в городе Припять [13]. На оси западного самого низкого следа, формирование которого началось в момент взрыва реактора в нижнем приземном слое (до 300–400 м), на удалении до десятков километров наблюдалось практически полное отсутствие фракционирования [10, 14–16], которое, в полной мере, иллюстрирует и наша проба дерна, отобранная в июле 1986 г. недалеко от дер. Липские Романы (Украина) на удалении 71 км от ЧАЭС.

**Таблица 3. Коэффициенты фракционирования радионуклидов ( $f_{i,95}$ ) в выпадениях на почву в г. Припять, его окрестностях и на западном следе**

Место отбора пробы	$^{95}\text{Nb}$	$^{103}\text{Ru}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{131}\text{I}$	$^{132}\text{Te}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{140}\text{La}$	$^{141}\text{Ce}$	$^{144}\text{Ce}$
Точка № 3	1,1	1,0		0,6	1,4			1,0	1,0	1,1	1,2
Ул. Героев Сталинграда, д.1	0,9	1,1		0,9	1,2			0,9	1,1	1,3	1,4

Данные из таблицы 3 приведены исключительно для того, чтобы показать, что в первые двое суток, когда было сформировано преимущественное загрязнение ближней зоны, фракционирование изотопов в ней практически отсутствовало. Большинство радионуклидов было вкраплено в топливные зерна,

размеры которых находились в пределах от минимально возможных до достаточно крупных, впрочем, число последних было значительным (по активности) только в непосредственной близости от разрушенного реактора [17, 18]. Заметим, что преимущественное загрязнение почвенного покрова топливными частицами помимо ближней зоны наблюдалось только на узком западном следе на протяжении до нескольких десятков км от ЧАЭС.

Но вернемся снова к загрязнению воздушного бассейна. На территории бывшего СССР количество воздушных проб в активный период радиоактивных выпадений очень невелико, тем не менее, полезно их рассмотреть (табл. 4).

**Таблица 4. Коэффициенты фракционирования ( $f_{i,95}$ ) по пробам аэрозолей из воздуха, отобранным в разных точках СССР**

Место отбора	$^{103}\text{Ru}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{131}\text{I}$	$^{132}\text{Te}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{140}\text{La}$	$^{141}\text{Ce}$	Изотопы Pu
Минск	8,3		280	68	544	679	11			
Вильнюс	9		23	62	43	43	0,9		2,2	
Игналинская АЭС	16		121	809	59	53				
Киев	11		43	66	137	173	17		1,9	
Обнинск	0,9		29	21	71	99	0,7		1,1	1,5*
Москва	0,12	0,38	18	29	5,2	4,2	0,9		0,05	
№ А-6, Сухуми	158	315		169***	2296	2367	5,7	6,9	1,1	11**

\* — результат относится к  $^{144}\text{Ce}$ ;

\*\* — в ранний период после аварии на ЧАЭС в измерениях суммарной  $\alpha$ -активности изотопов плутония специалистами ГЕОХИ отмечалось систематическое завышение результатов, что позднее показали сличительные измерения в ИАЭ им. И.В. Курчатова и Радиевом институте;

\*\*\* — здесь  $^{129\text{m}}\text{Te}$ .

Один из первых радиоактивных шлейфов дошел 29 апреля до Минска и Вильнюса, а 30 апреля радиоактивный воздушный фронт подошел к Игналинской АЭС. Данные по загрязнению приземного воздуха радионуклидами в столицах республик приведены в книге [7]. Максимум загрязнения воздушной среды в районе Игналинской АЭС приходится на ночь с 30 апреля на 1 мая. Аэрозольный фильтр экспонирован с 23:00 30.04.1986 до 6:00 01.05.1986 [19]. Коэффициенты фракционирования для этих трех точек приведены в таблице 4.

Воздушный фильтр с установки, установленной в Москве, экспонировался в период с 28 апреля по 1 мая 1986 г., когда загрязнение воздушного бассейна черновыльскими радионуклидами было наибольшим [20, 21].

Данные по г. Обнинску приведены в книге [22]. Аэрозольный фильтр экспонировался с 30 апреля по 1 мая. Хорошо видно, что Москву и Обнинск накрыли примерно в одно время разные радиоактивные облака.

Над Киевом максимальное загрязнение воздушного бассейна было зарегистрировано на воздушных фильтрах и планшетах, снятых утром 2 мая. Время экспозиции — одни сутки. Данные по коэффициентам фракционирования также представлены в таблице 4 [7].

Специалистами ГЕОХИ была отобрана 2-3 мая аэрозольная компонента из воздуха над городом Сухуми. Фильтр был также измерен в ГЕОХИ. По мнению специалистов из НПО «Тайфун» М. Орлова и Ю.А. Хваленского радиоактивное облако пришло в район Сухуми с территории Турции [23].

Радиоактивный шлейф от первого взрыва на высотах от 400 до 1500 м распространялся первоначально в северо-западном направлении. Именно его зарегистрировали первоначально на станциях мониторинга в Швеции. Часть этого шлейфа далее пошла на Финляндию и вернулась на территорию СССР в районе расположения Ленинградской АЭС. На станции мониторинга в Студсвике (Studsвик), недалеко от Стокгольма, максимальный уровень загрязнения отмечался 28 апреля. Коэффициенты фракционирования радионуклидов в приземном слое воздуха приведены в таблице 5 [24].

Данные по загрязнению воздушной среды в районе расположения финских АЭС и ЛАЭС в период максимальных концентраций взяты из работ [25, 26]. Несмотря на то, что есть все основания считать загрязнение этих территорий от одного и того же радиоактивного шлейфа, видно, что различия в коэффициентах фракционирования достигают порядка величины.

**Таблица 5. Коэффициенты фракционирования ( $f_{i,141}$ ) радионуклидов в приземном слое воздуха в районах расположения балтийских АЭС и г. Ленинграда**

Место отбора	$^{99}\text{Mo}$	$^{103}\text{Ru}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{131}\text{I}$	$^{132}\text{Te}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{144}\text{Ce}$	$^{239}\text{Np}$
Студвик	4,6			66	35	151	179	4,2	0,8	0,9
АЭС Олкильото	2,6	1,6	2,2	39	23	49	57	2,7	0,9	1,4
АЭС Ловиса	7,8	4,0	7,8	183	95	229	248	7,2	0,8	1,3
ЛАЭС, Сосновый Бор	2,1	1,8	0,6	159	16	292	316	3,4	1,4	3,5
Ленинград	0,9*	1,4		32	4,6	31	34	1,4	0,2	

\* — относится к  $^{95}\text{Zr}$ .

Коэффициенты фракционирования по пробам аэрозольной компоненты приземного воздуха над некоторыми территориями северного полушария приведены в табл. 6. При этом из-за отсутствия в ряде проб зафиксированных количеств  $^{95}\text{Zr}$  и изотопов церия рассчитывался  $f_{i,99}$ .

**Таблица 6. Коэффициенты фракционирования радионуклидов ( $f_{i,99}$ ) в приземном слое воздуха для ряда городов северного полушария в период максимального загрязнения**

Место отбора	$^{103}\text{Ru}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{129\text{m}}\text{Te}$	$^{131}\text{I}$	$^{132}\text{Te}$	$^{133}\text{I}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{136}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{140}\text{Ba}$	$^{141}\text{Ce}$
Вена			5,5	6,3	13	3,4	5,9	4,6	7,5	0,2	
Нойхерберг	1,2	1,1	5	4,5	14	3,5	12	7,3	15	0,4	
Будапешт	2,1			6,7	20		13		15	0,4	
Сев. Греция*	85	114		182	603		302	176	321	20	1,5
Японские острова*	1882	1504		18440	9080		7680	4420	9704	43	
Ричланд, штат Вашингтон*	231	204		3537	1989		3611	2112	3825	55	2,1
Нью-Йорк*	41			1711			1956		2362	18	2

\* —  $f_{i,95}$ .

В Нойхерберге (Ntuhherberg) (северная окраина Мюнхена) измерение аэрозольных фильтров началось 29 апреля с 13:45. Максимальные концентрации чернобыльских радионуклидов были зафиксированы в фильтре, экспонировавшемся 30 апреля с 10:30 до 14:30 [27]. Именно для этого фильтра в табл. 6 представлены коэффициенты фракционирования.

Данные по концентрациям радионуклидов в воздухе Будапешта приводятся посуточно с 29 апреля по 11 мая [28]. Максимальные концентрации отмечались в фильтре, снятом 1 мая.

В Тессалониках (северная Греция) максимальные концентрации чернобыльских радионуклидов были отмечены 3 мая, второй пик концентраций (сопоставимый по величине с первым) был отмечен в фильтре, экспонировавшемся с 5 по 6 мая. Именно для него в работе [29] приводятся данные по концентрациям отдельных радионуклидов в воздухе.

Данные по загрязнению приземного воздуха над территорией Японии приведены в отчете НКДАР ООН за 1988 год [30]. Эти данные, однако, в отличие от остальных, дают не среднюю концентрацию радионуклидов за период экспозиции фильтра, а интегральную за весь период выпадений. Но поскольку период прохождения был не очень велик, и можно полагать, что это был один и тот же радиоактивный шлейф от первого высотного выброса (5–10 км), нетрудно оценить коэффициенты фракционирования, полагая, что наибольший вклад в интегральную концентрацию дали измерения за 2 мая. Для Японии характерно и довольно высокое значение  $f_{99,95} = 78$ .

Над территорией США концентрации в воздухе в мае 1986 г. измерялись во многих точках [31]. Однако во многих из них даже в дни максимальных значений концентрации тугоплавких элементов были ниже пределов чувствительности измерительных приборов. Нами приведены коэффициенты фракционирования для Ричланда (западное побережье) и для Нью-Йорка (восточное побережье) в дни, когда отмечались максимальные концентрации (в Ричланде 9–10 мая; в Нью-Йорке 10–11 мая).

Для Нью-Йорка было также заметно высокое значение  $f_{99,95} = 73$ , что пока тоже не нашло своего научного объяснения.



## Обсуждение результатов

Приведенные в таблицах 4-6 данные по коэффициентам фракционирования показывают, в первую очередь, широкий диапазон значений для различных географических точек. При этом наиболее значительный разброс данных отмечается для изотопов йода, теллура и цезия, что обусловлено без сомнения свойствами тех соединений, с которыми ассоциируются эти нуклиды. Для большинства точек значения коэффициентов фракционирования изотопов цезия даже превышают значения  $f_{131,95}$ . Отметив этот факт, заметим, что он пока не нашел осмысления в научной литературе. Тем более в литературе не прослеживается эволюция разделения летучих и нелетучих элементов по мере движения отдельных радиоактивных шлейфов, т.е. во многом физика процессов обеднения радиоактивных облаков различными элементами осталась вне поля зрения исследователей.

Процессы осаждения (прилипания к поверхности) отдельных нуклидов из приземного слоя воздуха изучались не только в связи с аварией на ЧАЭС. При этом отмечалось, что поведение отдельных элементов зависит как от погодных (метеорологических) условий, так и от свойств самих элементов и их соединений. Исходя из самых общих предположений, можно заключить, что коэффициенты фракционирования в осажденной смеси в зависимости от географии будут варьироваться еще сильнее, чем в воздушной среде. К сожалению, экспериментальные материалы, позволяющие корректно оценить «скорости осаждения» для различных условий во время прохождения радиоактивных факелов чернобыльского происхождения, весьма немногочисленны. Однако и имеющиеся данные достаточно ярко иллюстрируют высказанное выше соображение.

Так, например, для сухих выпадений на травяной покров в Швеции отмечались примерно на порядок величины более низкие значения коэффициента «скорость осаждения» для изотопов цезия (рис. 1). Необычность поведения изотопов цезия отмечалась и в работах норвежца Nicholson'a по изучению осаждения на различные покрытия крыш [32] и в работах Roed'a по осаждению радионуклидов на различные поверхности в сельских и городских поселениях [33]. Во всех этих работах на различных поверхностях «скорость осаждения» в отсутствие атмосферных осадков для изотопов цезия была наименьшей по сравнению с другими элементами и находилась в диапазоне от  $10^{-4}$  до  $10^{-3}$  м/с.

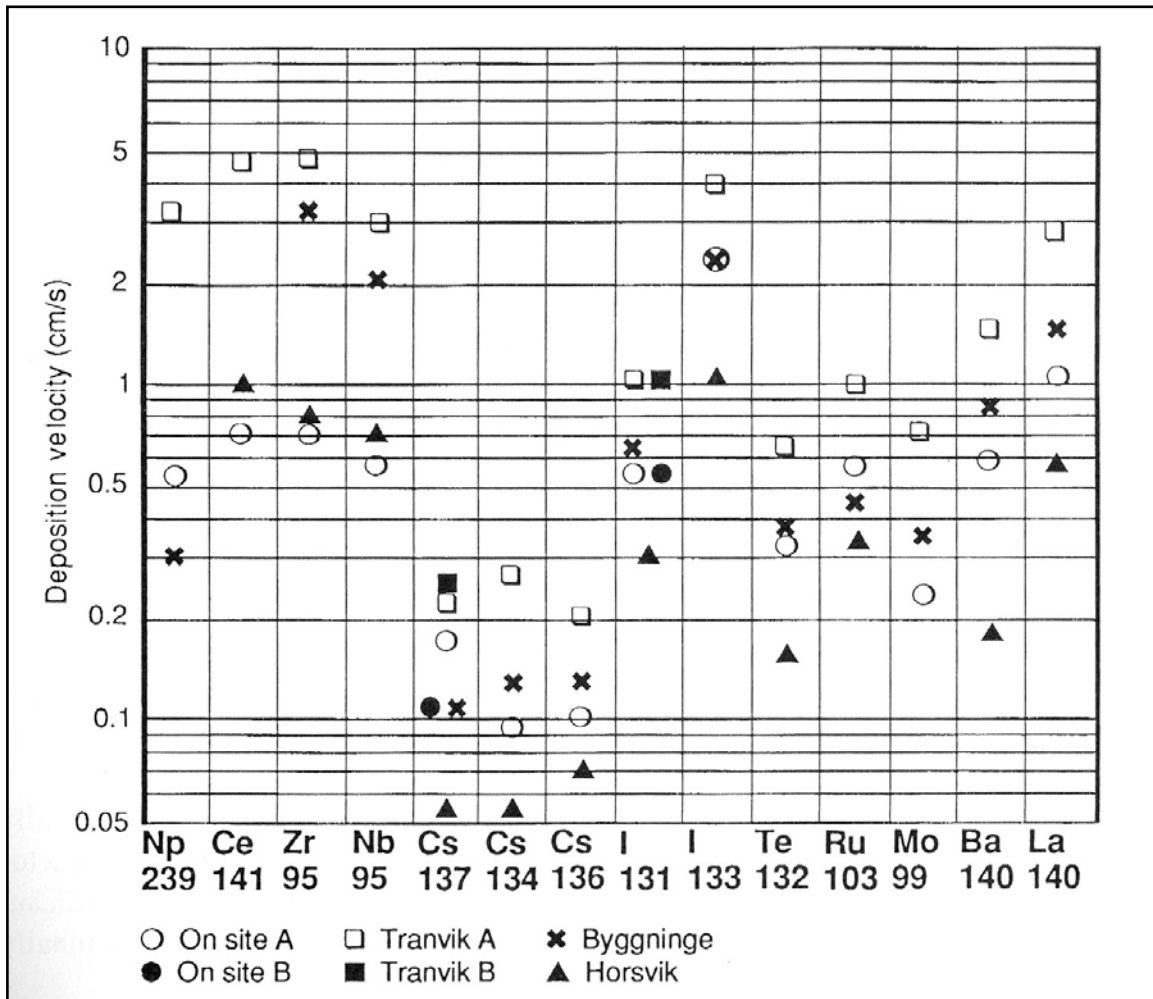


Рисунок 1. Скорость сухого осаждения отдельных радионуклидов на траву в различных районах Швеции [24]

Совершенно иная картина наблюдалась при вымывании различных изотопов дождевыми осадками. Первоначально в работе [24] была отмечена разница в вымывании тугоплавких элементов, с одной стороны, и изотопов цезия — с другой, в зависимости от интенсивности дождя (рис. 2А). Если интенсивность мокрых выпадений слабо влияла на вымывание таких изотопов как  $^{95}\text{Zr}$  и  $^{141}\text{Ce}$ , то для изотопов цезия наблюдалось удовлетворительное совпадение выпадений с соотношением, предложенным АрSimon and Wilson [24]:

$$D = D_0 \cdot J^{0.85}, \quad (2)$$

где  $D_0$  — скорость осаждения при выпадении 1 мм осадков;

$J$  — количество выпавших осадков в мм.

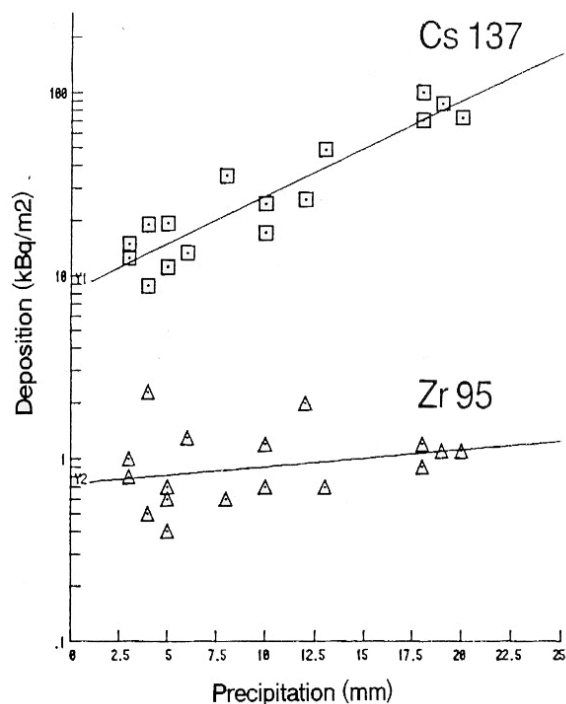
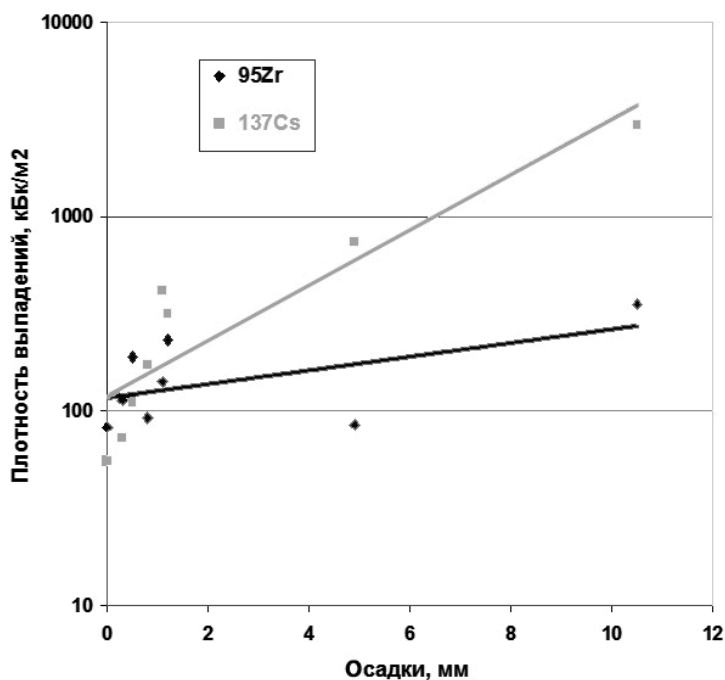
**А****Б**

Рисунок 2. Различия в вымывании тугоплавких изотопов и <sup>137</sup>Cs над территориями Швеции (А) и Буда-Кошелевского района Гомельской области (Б)

Аналогичную картину зависимости выпадений тугоплавких нуклидов и изотопов цезия наблюдали и на территории российско-белорусского цезиевого пятна (Гомельская, Могилевская и Брянская области) [34]. Иллюстрацией разной зависимости выпадений тугоплавких элементов и цезия служат данные по Буда-Кошелевскому району (рис. 2Б) [35]. Здесь не очень большая статистика данных, но с другой стороны в рамках одного района сохраняется относительная однородность по фракционированию радионуклидов в радиоактивном шлейфе. На обоих рисунках, несмотря на разницу в изотопных соотношениях, обусловленную разной историей (судьбой) радиоактивных шлейфов, наблюдается схожесть в характере вымывания тугоплавких элементов и изотопов цезия.

## Заключение

При ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС во многих дозиметрических, эпидемиологических и радиобиологических исследованиях опираются преимущественно на плотность выпадения  $^{137}\text{Cs}$  в районе проводимых изысканий. Между тем, при распространении радиоактивных шлейфов из разрушенного реактора наблюдалось сильное фракционирование смеси от факела к факелу и по мере удаления факела от источника выброса. Хотя распространение отдельных шлейфов и просматривалось в ряде первых работ по изучению их распространения над поверхностью Земли, генезис состава смеси по мере продвижения радиоактивного облака оставался в стороне от исследований. Помимо сильного фракционирования смеси в воздушной среде, осаждение разных элементов на различные поверхности происходило с различной интенсивностью. При сухих выпадениях коэффициенты «скорости осаждения» для изотопов цезия для многих поверхностей (в том числе и для листьев) оказались ниже, примерно на порядок величины, тех, которые применяются в современных отечественных моделях. При этом для большинства других нуклидов таких отклонений не отмечено. Для мокрых выпадений также обнаружены различные зависимости скорости осаждения для разных элементов. При этом изотопы цезия наиболее сильно вымывались из атмосферы, т.е. при осадках наблюдалась картина прямо противоположная той, что была при сухих выпадениях. Подобные факты дают основание предполагать, что изотопы цезия в радиоактивном облаке вели себя несколько иначе, чем другие элементы, вылетевшие из аварийного блока.

Несмотря на то, что физическая природа такого поведения изотопов цезия остается невыясненной, эти особенности важно учитывать и в модельных построениях и при реконструкции событий начального периода Чернобыльской аварии. Для корректного восстановления параметров радиационной обстановки в начальный период аварии на ЧАЭС на различных территориях данных по плотности выпадения  $^{137}\text{Cs}$  недостаточно.

## Литература

1. Круглов С.В., Р.М. Алексахин, Н.А. Васильева и др. К вопросу формирования радионуклидного состава почв в зоне аварии Чернобыльской АЭС. Почвоведение № 10, 1990, сс.26-34.
2. Справочник. Средние дозы облучения щитовидной железы жителей разного возраста, проживавших в 1986 в населенных пунктах Брянской, Тульской, Орловской и Калужской областей, загрязненных радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, под ред. М.И. Балонина и И.А. Звоновой, Минздрав России, М., 2001.
3. Питкевич В.А., Шершаков В.М., Дуба В.В. и др. Реконструкция радионуклидного состава выпадений на территории России вследствие аварии на Чернобыльской АЭС // Радиация и риск.– 1993.– Вып. 3.–С. 62-93.
4. Питкевич В.А., Дуба В.В., Иванов В.К. и др. Методика реконструкции поглощенных доз внешнего облучения населения, проживающего на загрязненной вследствие аварии на Чернобыльской АЭС территории России. Радиация и Риск, вып. №4, 1994.
5. Гаврилин Ю. И. Методы и средства ретроспективной оценки дозы внутреннего облучения щитовидной железы человека по результатам определения активности интегральных выпадений йода-131, цезия-137 и йода-129. Диссертация на соискание ученой степени доктора технических наук. М.: 2013.
6. Новый словарь иностранных слов. by EdwART, 2009.
7. Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеиздат, 1990.
8. Ермилов А.П., Зиборов А.М. Радионуклидные соотношения в топливной компоненте радиоактивных выпадений в ближней зоне ЧАЭС. Радиация и риск, 1993, вып. 3, сс. 134-138.
9. Авария на Чернобыльской АЭС и ее последствия. Информация для совещания экспертов МАГАТЭ Часть II. Экз. № 7, июль 1986, прил. 4, стр. 13 (архив ИБРАЭ).

10. Израэль Ю.А., Петров В.Н., Авдюшин С.И. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной станции. Метеорология и гидрология, 1987, №2, сс. 5-18.
11. Кононович А.Л., Трухманова Е.С., Комарицкая О.И. и др. Изотопный состав радиоактивного выброса на Чернобыльской АЭС. Чернобыль-88. Доклады I Всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Часть I, т. 7. Чернобыль, 1989, сс. 23-28.
12. Дубасов В., Кривохатский А.С. и др. Исследования радиоактивного состояния объектов окружающей среды в районе ЧАЭС, отчет НПО РИ №14316, 1986.
13. Каратаев Б.А., Кондрашев А.А., Миронов Е.В. и др. Опытная дезактивация объектов населенных пунктов, расположенных в 30-км зоне ЧАЭС, в начальный послеварийный период. Чернобыль-88. Доклады I Всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Часть I, т. 7. Чернобыль, 1989, сс. 200-206.
14. Панченко С.В. Уровни радиоактивного загрязнения городской среды при аварии на Чернобыльской АЭС (на примере г. Припять). Препринт ИБРАЭ № IBRAE-2006-02. М., 2006.
15. Абатуров Ю.Д., Абатуров А.В., Быков А.В. и др. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС. М.: Наука, 1996.
16. Кашпаров В.А., Лундин С.М., Зварич С.И. и др. Загрязнение территории радионуклидами топливной компоненты чернобыльских радиоактивных выпадений. Радиохимия, 2003, т. 45, № 2, сс. 173-183.
17. Собонович Э.В., Бондаренко Г.Н., Ольховик Ю.А., и др. Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС. Киев, Наукова думка, 1992.
18. Ермилов А.П. Феномен топливных частиц в последствиях аварии на ЧАЭС. АНРИ №1, 2016 сс. 15-33.
19. Ясюлёнис Р.Ю. Изучение содержания радионуклидов в приземном слое атмосферы на северо-востоке Литовской ССР после аварии на Чернобыльской АЭС. Чернобыль-88. Доклады I Всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Часть I, т. 7. Чернобыль, 1989, сс. 156-168.
20. Телушкина Е.Л., Зыкова А.С., Воронина Т.Ф. Радиационная обстановка в Москве в 1986-1988 гг., обусловленная выпадением цезия. Атомная энергия, 1991, т. 70, вып. № 1, сс. 43-46.
21. Зыкова А.С., Телушкина Е.Л., Воронина Т.Ф. Радиационная обстановка в Москве в 1986-1988 гг., обусловленная некоторыми бета- и гамма- излучателями, как следствие аварии на Чернобыльской АЭС. Атомная энергия, 1991, т. 70, вып. № 3, сс. 191-194.
22. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: ИЗДАТ, 2000.
23. Орлов М.Ю., Сныков В.П., Хваленский Ю.А. и др. Характеристики загрязнения почвы <sup>131</sup>I после аварии на Чернобыльской АЭС. Доклад на Всероссийской научно-практической конференции «Чернобыль: 10 лет спустя. Итоги и перспективы». 15-17 мая 1996 г.
24. Devell L. Composition and Properties of Plume and Fallout Materials from the Chernobyl Accident. In book «The Chernobyl Fallout in Sweden» Edited by L. Moberg, ISBN 91-630-0721-5, 1991, pp. 29-46.
25. Блинова Л.Д., Крышев И.И., Мельников В.А. Мониторинг радиоактивного загрязнения природной среды в районе Ленинградской АЭС (1973-1990 гг.)/Ядерная энергия в СССР проблемы и перспективы (экология, экономика, право). М.: ЯО СССР, 1990.
26. Радиологические последствия чернобыльской аварии. Под ред. Крышева И.И. М., 1991.
27. Winkelmann I., Endrulat H.-J., Fouasnon S. et al. Ergebnisse von Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. Institut für Strahlen Hygiene, September 1986 (архив академика Л.А. Ильина).
28. Sztanyik B. László. A Csernobili Reaktorbaleset Sugáregészségügyi Kihatásai Hazánk Lakosságára. Budapest, 1987. (архив ИБРАЭ).

29. Papastefanou C., Manolopoulou M. and Charalambous S. Radiation Measurements and Radioecological Aspects of Fallout from the Chernobyl Reactor Accident. *J. Environment Radioactivity*, 1988, № 7, pp. 49-64.
30. UNSCEAR, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly, with annexes, New York, 1988.
31. A Compendium of the Environmental Measurements Laboratory's Research Projects Related to the Chernobyl Nuclear Accident. Compiled and Edited by: Herbert L. Volchok. Environmental Measurements Laboratory U.S. Department of Energy New York, NY 10014, October 1, 1986 (архив ИБРАЭ).
32. Nicholson K.W. Deposition of Caesium to Surfaces of Buildings. *Radiation Protection Dosimetry*, 1987. V. 21, № 1/3, pp. 37-42.
33. Roed J. Dry Deposition in Rural and in Urban Areas in Denmark. *Radiation Protection Dosimetry*, 1987. V.21, № 1/3, pp. 33-36.
34. Панченко С.В., Савкин М.Н., Шутов В.Н. Радиационно-гигиеническая обстановка и дозы облучения населения. Препринт ИБРАЭ РАН, ИБРАЭ-97-10, М., 1997.
35. Панченко С.В. Информационные аспекты в оценке значимости йодного удара. Международная научно-практическая конференция «Система дистанционного консультирования и информирования населения территорий России и Беларуси, подвергшихся загрязнению радионуклидами вследствие аварии на ЧАЭС». г. Дубна, 8–9 октября 2007 г.