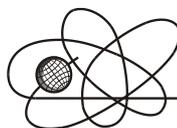




Российская Академия Наук

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

**ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ
БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ
АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ**



ИБРАЭ

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

**NUCLEAR SAFETY
INSTITUTE**

Препринт № IBRAE-2000-01

Preprint IBRAE-2000-01

С.В. Панченко, А.А. Панфилова

**РОЛЬ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ
В ФОРМИРОВАНИИ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК
НА НАСЕЛЕНИЕ**

Москва
2000

Moscow
2000

УДК 550.4
ББК 28.080.3

Панченко С.В., Панфилова А.А. **Роль лесных экосистем в формировании дозовых нагрузок на население.** Препринт № IBRAE-2000-01. Москва: Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2000. 50 с. — Библиогр.: 84 назв.

Аннотация

В работе рассматривается ряд компонентов лесных биоценозов, способных дать наибольший вклад в дозу облучения населения. Основное внимание уделено формированию первоначального загрязнения лесных растений и грибов, в том числе их продуктивной части. Для корневого пути сделан обзор и анализ результатов по переходу изотопов рутения, церия, цезия и других в продуктивную часть.

©ИБРАЭ РАН, 2000

Panchenko S.V., Panfilova A.A. **The Role of Forest Ecosystems in the Contribution of Radiation Dose** (in Russian). Preprint № IBRAE-2000-01. Moscow: Nuclear Safety Institute, January 2000. 50 p. — Refs.: 84 items.

Abstract

In the report a number of components of wood biocoenoses contributing the greatest values of exposure doses on the population is studied. Particular attention has been given to the primary contamination of forest plants and mushrooms, especially of their productive parts. For the root pathway a special review and analysis of the results concerning the transfer of ruthenium, cerium, cesium and other radionuclides into the productive parts of forest plants and mushrooms have been performed.

©Nuclear Safety Institute, 2000

Роль лесных экосистем в формировании дозовых нагрузок на население.

Панченко С.В., Панфилова А.А.

ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ
113191, Москва, ул. Б. Тульская, 52
тел.: (095) 955-22-03 факс: (095) 298-00-80, электронная почта: panch@ibrae.ac.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
ОПИСАНИЕ ИСХОДНЫХ БАЗ ДАННЫХ.....	4
УРОВНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСНОЙ ПРОДУКЦИИ.....	5
Методы исследования	6
Определение плотности выпадения отдельных радионуклидов	7
Реконструкция первичного загрязнения почвенного покрова	10
Формирование первичного загрязнения растительного покрова	14
Анализ материалов Костюковической СЭС	18
Результаты измерений Брянской областной СЭС	21
Краткий обзор результатов Института радиационной гигиены (г. С. Петербург) и других авторов	22
Лесные ягоды.....	24
Грибы.....	30
Деревья.....	35
Уровни радиоактивного загрязнения	35
Минимальные и максимальные УРЗ древесных растений	35
ОЦЕНКА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК ОТ ОТДЕЛЬНЫХ КОМПОНЕНТ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ И ИХ ВКЛАД В СУММАРНУЮ ДОЗУ ОБЛУЧЕНИЯ.....	38
Авария на Чернобыльской АЭС.....	38
Доза внешнего облучения	39
Доза внутреннего облучения.....	40
Продовольственная корзина.....	42
Кулинарная обработка	42
Оценка доз внешнего облучения от лесной продукции	43
Оценка доз внутреннего облучения от потребления грибов и ягод	44
Сравнительная оценка доз облучения.....	44
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	46
ЛИТЕРАТУРА.....	47

ВВЕДЕНИЕ

Попадая в окружающую среду, радионуклиды прежде всего аккумулируются растительным покровом и верхним слоем почвы. Растения сначала загрязняются воздушным путем через надземные органы. При этом в процессе закрепления происходит дифференциация отдельных элементов, в дальнейшем с поверхности радионуклиды проникают в ткань и включаются в биологический цикл круговорота веществ. На этом этапе продолжается дифференциация, поскольку одни элементы всасываются лучше и быстрее других. [Тихомиров, 1972; Алексахин, Нарышкин, 1977; Тихомиров и др., 1989, 1990]. Затем реализуется в основном корневой путь, когда радионуклиды поступают в растения за счет минерального питания. При этом темпы поступления радиоактивных веществ в растительные органы зависят от их химической формы, физиологической потребности растений, физико-химических свойств среды обитания. Существенную роль играют также тип и структура биогеоценоза, топографические и климатические условия.

Значительная часть исследований, направленных на изучение распределения радионуклидов в различных типах природно-растительных комплексах, влияние условий внешней среды на процессы

поступления, накопления и распределения их в растительных организмах, направления и скорости миграции радиоактивных веществ в биологическом цикле круговорота, выполнена в модельных системах различной сложности с ограниченным числом излучателей [Тимофеев-Ресовский, 1957; Гулякин, Юдинцева, 1962; Клечковский, 1966; Тихомиров, 1972; Алексахин, Нарышкин, 1977; Алексахин и др., 1991; Анненков, Юдинцева, 1991, Тихомиров, 1997 и др.]. В большей степени выполненные исследования охватывают сельскохозяйственную продукцию, а в лесных биогеоценозах в основном древесную растительность. Но, как это часто бывает, нерешенных вопросов, кажется, появилось даже больше, чем раньше.

Сложность и многообразие природных процессов, протекающих в зависимости от сложившихся природно-климатических условий порою в противоположные стороны, делают далеко не тривиальной попытку разобраться как в накопленном, так и в собственном экспериментальном материале и дать ему адекватную характеристику.

Настоящая работа затрагивает некоторые аспекты первичного, воздушного загрязнения растительности, а также в ней делаются попытки оценки коэффициентов перехода для таких радионуклидов как цезий, рутений, церий, стронций в те компоненты лесного биоценоза, которые могут оказать влияние на формирование дозовых нагрузок на население. Экспериментальной основой для работы послужили как собственные данные, так и еще в большей степени результаты, полученные разными авторами, изучавшими последствия аварии на Чернобыльской АЭС.

Лесные растения выбраны по двум основным причинам: во-первых, хвойные породы являются наиболее типичными вечнозелеными растениями России и в любой сезон, готовы сорбировать из воздушной среды, например, радионуклиды. Листья хвойных, как будет показано ниже, обладают «памятью» о начальном загрязнении по крайней мере в течение полутора лет, что существенно расширяет возможности исследований. Во-вторых, лесной растительности в литературе все же уделялось меньше внимания, чем сельскохозяйственным культурам, а по ряду ягодных растений информация об уровнях загрязнения появилась только после чернобыльской аварии, да и то не сразу. Еще одной особенностью лесной растительности по сравнению с культурными растениями является особый слой — лесная подстилка, особенно характерная для хвойных лесов. Процессы миграции химических веществ из этого слоя в растения все еще остаются малоизученными. Желание заполнить имеющиеся лакуны стимулировало наши поиски. Леса занимают около 30 % территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению. Площадь лесов с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2) превышает $40,000 \text{ км}^2$, в том числе в России около $10,000 \text{ км}^2$ [Тихомиров, 1998]. Леса в зонах загрязнения Белоруссии, Украины и Брянской области России на 60-70 % представлены хвойными породами и на 30-40 % смешанными и лиственными древостоями.

ОПИСАНИЕ ИСХОДНЫХ БАЗ ДАННЫХ

За истекшие годы накопилось значительное количество источников информации по радиоактивному загрязнению отдельных компонентов лесных экосистем. Тем не менее полной ясности как в специфике загрязнения, так и в возможном влиянии отдельных составляющих на формирование дозовых нагрузок на население пока нет. Авторы, как правило, ограничиваются рассмотрением собственного материала, при этом анализ результатов затрагивает только те области, которые входят в круг их интересов. Глубина проработки сильно варьируется в зависимости от целей и интересов экспериментаторов. Отметим также, что заметная часть (если не большая) материала еще только ждет своего анализа.

Основу исходных данных нашего исследования составили:

- ❖ Экспериментальные результаты из монографии [Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси, 1995]
- ❖ Результаты исследований, полученные в ходе экспедиций ИБФ;
- ❖ Результаты измерений, выполненных в Брянской областной СЭС;
- ❖ Результаты измерений, выполненных в Костюковической районной СЭС;

- ❖ Результаты и выводы из монографии А.И. Щеглова [Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах, 1999];
- ❖ Результаты измерений и их анализ по России С.-Петербургского института радиационной гигиены и его Новозыбковского филиала.

Остановимся на краткой характеристике каждого из источников.

В монографии “Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси” подытожены 10-летние исследования выполненные Институтом экспериментальной ботаники им. В.Ф. Купревича Академии наук Белоруссии. Наблюдения проводились на 40 пробных площадях репрезентативно представляющих растительные комплексы Белоруссии. Они охватывают сосняки, березняки, дубравы, черноольшаники, а также лугово-болотные фитоценозы. На этих площадках-стационарах, выбранных из 250 пробных площадей, заложенных в 1986 году, ведется регулярный как радиационный, так и ботанический мониторинг. К особенностям экспериментального материала можно отнести использование таких радиологических параметров, как мощность экспозиционной дозы и суммарная плотность гамма-излучающих выпадений, особенно широко применяемых для 1986 года. Авторы много внимания уделяют аккумуляции радионуклидов растениями различных фитоценозов, а также поиску возможного радиационного влияния на растительные комплексы и отдельные структуры. В меньшей степени анализируются коэффициенты перехода отдельных радионуклидов в растительную продукцию, а если они и приводятся, то не в систематизированном виде. Авторы для анализа не привлекают данных, полученных другими исследователями, например, по составу радиоактивных выпадений, условиям формирования радиационной обстановки, что в отдельных случаях приводит к неправильной трактовке полученного экспериментального материала.

Экспериментальные измерения загрязнения различной продукции, выполненные на базе Брянской областной СЭС, преследовали чисто контрольную цель — не допустить хождение продукции с уровнями загрязнения превышающими установленные нормативы. Частично, информация этого ведомства могла быть использована специалистами института радиационной гигиены при анализе общей радиационной обстановки и оценках доз внутреннего облучения. Однако, прямые ссылки на этот материал нам не известны. В работе использовалась компьютерная версия рабочих журналов Брянской областной СЭС, хранящаяся в Центральном банке обобщенных данных (ЦБОД) ИБРАЭ РАН. Для радиологической характеристики точек отбора проб использовалась также информация из ЦБОД.

В Костюковичском районе Могилевской области в 1986-92 гг. работала радиозоологическая экспедиция института биофизики МЗ СССР (ИБФ). Материалы натуральных исследований практически не публиковались, фрагментарно отразившись лишь в ряде научных отчетов. В настоящей работе использована часть относящихся к изучаемой теме материалов, систематизированная авторами. К этому же блоку данных с полным правом можно отнести и результаты, полученные в радиометрической лаборатории Костюковичской СЭС за тот же период времени.

В основу книги [Щеглов, 1999] положены результаты 10-летних исследований лесных биоценозов, выполненных в 30-километровой зоне отселения Чернобыльской АЭС (АЭС) и наиболее загрязненных регионах Российской Федерации (Брянская, Калужская, Тульская обл.).

Наиболее близки к рассматриваемой нами теме результаты исследований и выполненный по ним анализ, представленные в работах С.-Петербургского института радиационной гигиены и его Новозыбковского филиала. К сожалению, базы экспериментальных данных остаются недоступными для анализа. В работе проводится сравнение основных результатов этих исследований с собственными выводами и заключениями.

Перечислены основные и как нам кажется наиболее авторитетные источники информации. Естественно, по мере необходимости в работе обращается внимание и на другие источники экспериментального материала.

УРОВНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСНОЙ ПРОДУКЦИИ.

К лесной растительной продукции мы относим лесные съедобные ягоды, грибы, лекарственные травы, древесину строительную и древесину на дрова. К лесной продукции, оказывающей влияние на формирование дозовых нагрузок, можно отнести также хвою, идущую на корм скоту, лозу ивы,

используемую для плетения корзин и т.п. Мы последовательно рассмотрим те компоненты леса, которые реально могут влиять на дозу облучения населения, но прежде уделим внимание методам исследования.

Методы исследования

Процедура исследования уровней загрязнения растительности и определения коэффициентов накопления или коэффициентов перехода отдельных радионуклидов по результатам натурных измерений состоит из нескольких этапов, каждый из которых имеет свои особенности применительно к различным базам данных. Последовательность этапов такого исследования рассмотрим на примере широко представленном в различных исследованиях растении — черники обыкновенной.

Обзор экспериментальных материалов начнем с работы, выполненной белорусскими учеными [Радиоактивное, 1995]. Белорусскими исследователями на стационарных полигонах лесной растительности были отобраны и измерены в разные годы 65 проб. Суммарная гамма-активность образцов представлена в табл. 1

Табл. 1. Динамика загрязнения черники гамма-активными радионуклидами (средняя за вегетационный период).

Место отбора	Часть растения	Суммарная гамма-активность, Ки/кг				
		1986	1987	1988	1989	1990
ПП 2	надз. масса	1.60E-05	1.20E-06	6.30E-07	1.90E-07	1.20E-07
ПП 3	надз. масса	1.80E-05	3.60E-06	1.40E-06	1.30E-06	1.40E-06
ПП 4	надз. масса	6.20E-05	4.50E-06	1.80E-06	7.30E-07	1.10E-06
ПП 6	надз. масса		3.00E-06	1.90E-06	6.30E-07	
ПП 9	надз. масса				9.00E-08	2.00E-08
ПП 13	надз. масса	2.40E-05	2.50E-07	4.10E-07	2.90E-07	1.40E-07
ПП 15	надз. масса	2.90E-05	1.10E-06	2.40E-07	1.60E-07	3.10E-07
ПП 16	надз. масса	1.60E-05	1.80E-06	6.90E-07	4.70E-07	1.90E-07
ПП 22	надз. масса	1.80E-05	5.60E-06	4.40E-06	2.40E-06	4.10E-06
ПП 25	надз. масса		1.00E-08	1.00E-08	1.00E-08	1.00E-08
ПП 30	надз. масса		1.00E-08	1.30E-08	1.00E-08	1.00E-08
ПП 31	надз. масса		1.00E-08	1.90E-08	1.00E-08	1.00E-08
ПП 33	надз. масса		1.00E-08	1.00E-08	1.00E-08	1.00E-08
ПП 35	надз. масса	5.00E-09	1.00E-08	2.30E-08	1.00E-08	1.00E-08
ПП 38	надз. масса		4.70E-06	1.90E-06	1.00E-06	7.50E-07

В табл. 1 представлены данные по суммарной активности и безотносительно к уровням загрязнения почвы. По данным за 1986 год можно сделать вывод о том, что существенный вклад в загрязнение вносят относительно короткоживущие радионуклиды, такие как ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru и ряд других. Кроме того, относительно природы загрязнения растительности можно полагать, что в 1986 г. преимущественным был воздушный путь загрязнения, а с 1987 г. основной вклад стало вносить корневое поступление радионуклидов в вегетативные органы. Для того, чтобы оценить количественные параметры формирования загрязнения растительности необходимо иметь дело с отдельными химическими элементами, учитывать особенности развития конкретного вида, а также иметь информацию об условиях, приведших к загрязнению в данной местности (особенно это важно для 1986 года). Что касается радионуклидного состава загрязнения, то авторами работы выполнен большой объем исследований, посвященный как содержанию отдельных элементов в самом растении, так и в почве. В табл. 2 приводятся результаты такого анализа для 26 проб черники.

Табл. 2. Уровни загрязнения черники отдельными радионуклидами

Место отбора	Часть растения	Дата измерения	Ки/кг воздушно сухого веса					
			Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	Pu
ПП 2	надз. масса	июн 88	6.90E-08	3.50E-07	5.70E-07		6.30E-08	2.70E-11
ПП 3	надз. масса	авг 87	2.00E-07	6.60E-07	1.60E-08	6.00E-08		1.90E-10
	надз. масса	июн 88	1.60E-07	6.60E-07	1.10E-07		5.90E-08	2.20E-10

ПП 4	надз. масса	июл 89	1.30E-07	8.20E-07				
	надз. масса	июл 90	1.00E-08	7.40E-07				
	листья	авг 87	2.60E-07	7.30E-07	9.30E-07		1.30E-07	4.30E-09
	надз. масса	авг 87	1.20E-07	3.70E-07	3.20E-09		3.30E-08	2.70E-11
	надз. масса	июн 88	1.80E-07	8.00E-07	9.20E-08	5.20E-08		7.30E-10
ПП 6	надз. масса	июл 89	5.00E-08	3.20E-07				
	надз. масса	июл 90	6.50E-08	5.20E-07				
	надз. масса	авг 87	2.10E-07	7.10E-07		2.90E-07	2.70E-07	1.10E-09
ПП 13	надз. масса	июн 88	1.60E-07	7.20E-07	1.60E-07	1.50E-07	7.20E-07	1.70E-09
	надз. масса	июл 89	5.00E-08	3.20E-07				
ПП 16	надз. масса	авг 87	3.00E-08	1.10E-07	2.70E-10		1.90E-08	2.70E-11
	листья	июн 88	3.80E-08	1.10E-07	2.00E-08		3.90E-08	3.20E-10
ПП 22	листья	авг 87	1.70E-07	5.20E-07	2.40E-08	3.10E-08		1.90E-10
	надз. масса	июн 88	7.40E-08	3.50E-07	8.40E-07	5.40E-08	5.50E-08	3.30E-10
ПП 32	листья	авг 87	2.80E-07	8.30E-07	4.20E-09		1.10E-07	6.80E-11
	надз. масса	авг 87	3.70E-07	1.10E-06	8.90E-10			2.70E-11
	листья	июн 88	2.70E-07	1.00E-06	1.90E-07		4.70E-08	4.60E-10
ПП 33	надз. масса	июл 89	3.00E-07	1.70E-06				
	листья	июн 88		3.10E-09				
ПП 38	листья	июн 88		8.90E-09	1.70E-09		2.00E-08	2.70E-11
	листья	авг 87	3.50E-07	1.20E-06		1.10E-07	7.20E-08	
	листья	июл 88	3.00E-07	1.20E-06	2.00E-07	4.70E-08	1.20E-07	8.90E-10
	листья	июл 90	6.60E-08	4.00E-07				

Представленные в табл. 2 результаты измерений могут служить основой для определения коэффициентов накопления или коэффициентов перехода радионуклидов в растительную продукцию. Под **коэффициентами накопления** какого-либо элемента в растении понимается отношение концентрации этого элемента в изучаемом виде растения на концентрацию его обитания (в данном случае почвы) [Вернадский, Виноградов, 1931]. Коэффициент накопления отражает свойства, как химического элемента, так и физиологии конкретного вида. При этом предполагается, что между средой и растением достигнуто равновесное состояние по изучаемому элементу. В практике изучения привнесенных в среду веществ, обычно называемых загрязнителями, равновесие редко достигается. В этом случае в качестве меры загрязнения растения нередко используется **коэффициент перехода (КП)**^{*}, под которым понимается отношение концентрации элемента в растении к плотности его выпадения на поверхность земли [единица измерения — Бк·кг⁻¹/Бк·м⁻² или м²/кг*]. При этом одними авторами подразумевается, что собственно процесс загрязнения обусловлен переходом элемента из почвы в растения, а часть авторов не связывают данный коэффициент с процессами, обуславливающими загрязнение растения. Для начальной фазы загрязнения из воздушной среды нередко употребляется понятие доли задержанной активности от полного выпадения на единицу площади земли. Понятие доли широко используется и в математических моделях, описывающих воздушный характер загрязнения. В нашем исследовании мы будем пользоваться преимущественно термином коэффициент перехода в его широком смысле, т.е. безотносительно к процессам, формирующим загрязнение. Это довольно удобно с практической точки зрения, поскольку рассматривается отношение двух непосредственно измеряемых величин. Исследование величины коэффициента перехода от свойств среды, протекающих процессов и видовых особенностей растений — одна из задач настоящей работы.

В связи с вышеизложенным нам помимо динамики концентрации радионуклида в растении необходимо знать начальную плотность выпадения данного радионуклида в месте произрастания.

Определение плотности выпадения отдельных радионуклидов

Авторы монографии [Радиоактивное, 1995] добросовестно отбирали образцы почвы в соответствии с рекомендациями Госкомгидромета [Израэль, Соколовский, 1987] и с 1987 определяли плотность

* У ряда авторов — “коэффициент переноса” [Тихомиров, 1994]

* В литературе часто встречается единица измерения — Бк·кг⁻¹/кБк·м⁻², которая будет широко использована и в настоящей работе.

загрязнения местности отдельными радионуклидами. Поэтому нам можно было бы просто разделить соответствующие значения друг на друга и получить КП за различные периоды. Именно так поступают при изучении КП в сельскохозяйственные культуры. Но для лесных биотопов все же имеется некоторое отличие по сравнению с луговыми сообществами. Это отличие состоит в том, что при отборе трав, зерновых или овощных культур, пробы почвы методически верно отбирать именно под срезанными растениями. Как правило, количество почвы в пробе является достаточно представительным для характеристики корнеобитаемой среды таких растений, и полученные КП могут служить основой для последующего анализа. Когда же в качестве растения рассматривается, например, взрослое дерево, то проба почвы весом около 1 кг и площадью, например, 200 см² может не точно отражать загрязнение питающей растение среды. Поэтому в этом случае меньшая ошибка будет иметь место, если загрязнение определяется по нескольким пробам пусть даже отобранным и не одновременно. Именно так мы и поступили при анализе данных белорусских ботаников. Спектрометрические результаты проб почвы, отобранные в разные годы на исследовательских полигонах, приводились к одной дате (в данном случае к 28.04.1986), а затем уровни загрязнения растений делились на плотность загрязнения почвенного покрова, приведенную к дате отбора растительных образцов. В табл. 3 приведен пример оценки загрязнения одной из пробных площадок.

Табл. 3. Оценка плотности загрязнения различными радионуклидами для ПП14, Комаринского лесхоза, Брагинского лесничества, Теклинов, сосняк мшистый, кБк/м².

Дата	Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	Pu 238-40
авг 87	57	120	57	324	154	0.52
июн 88	60	120	86	861	219	0.45
июл 89	98	203		260	34	
июл 90	92	204		285	47	
Расчет	74	156	70	379	85	0.49

В качестве уровней загрязнения почвенного покрова взяты среднегеометрические значения, чтобы уменьшить влияние экстремальных величин, т.к. число проб в выборке невелико.

В табл. 4 представлены результаты вычисления КП радионуклидов в чернику, полученные по данным табл.2.

Табл. 4. Коэффициенты перехода радионуклидов в чернику.

Место отбора	Часть растения	Дата измерения	Коэффициент перехода, Бк*кг ⁻¹ /кБк*м ⁻²					Pu
			Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	
ПП 3	надз. масса	авг 87	40	43	7	24		7
	надз. масса	июн 88	42	44	51		47	9
	надз. масса	июл 89	49	56				
	надз. масса	июл 90	5	51				
ПП 4	листья	авг 87	42	39	251		70	102
	ягода	авг 87	20	20	1		18	1
	надз. масса	июн 88	39	43	25	40		18
	надз. масса	июл 89	16	18				
ПП 6	надз. масса	июл 90	28	30				
	надз. масса	авг 87	32	36		20	49	11
	надз. масса	июн 88	32	38	19	22	231	17
ПП 13	надз. масса	июл 89	14	17				
	надз. масса	авг 87	36	39			13	2
	листья	июн 88	60	40	16		48	29
ПП 16	листья	авг 87	42	41	56	23		72
	надз. масса	июн 88	24	28	2000	85	72	125
ПП 22	листья	авг 87	18	17	1		27	13
	ягода	авг 87	23	22				5

	листья	июн 88	22	20	48	21	91
	надз. масса	июл 89	36	36			
ПП 32	листья	июн 88		5			
ПП 33	листья	июн 88		217		93	
ПП 38	листья	авг 87	31	32		41	20
	листья	июл 88	36	32	72	40	62
	листья	июл 90	15	11			

После отбрасывания нескольких значений возникших, по-видимому, из-за неизбежных описок (!?) при переписывании данных из одних источников в другие, можно сгруппировать полученные результаты. Первый довольно очевидный факт, который следует из данных табл. 4, и подлежит рассмотрению, это независимость уровней загрязнения от срока отбора проб в пределах 1987-90 годов. Этот же факт отмечен в исследовании российских исследователей для более широкого временного интервала 1987-96 гг. [Шутов, 1998]. Следует отметить, что концентрация нуклидов исследовалась в разных частях растения, таких как вся наземная часть, листья и ягоды, причем последних было всего две пробы. В одном случае ягоды чуть более загрязнены, в другом почти в два раза слабее. Сами авторы отмечают: *"концентрация ¹³⁷Cs в ягодах в 2÷3 раза меньше, чем в стеблях и листве"*. Этот вывод обычно связывают с накоплением калия в различных частях растения. Для нас из рассмотренного материала это пока не очевидно. Скорее можно говорить о равномерном характере загрязнения листьев и плодов. Отметим, что по мнению А.И. Щеглова, на загрязнении ягод в значительной степени сказывается влияние экотопа. *"В условиях повышенного увлажнения накопление цезия ягодами возрастает приблизительно в 3 раза и по степени загрязнения превосходит листья. Последнее отмечается также и в автоморфных ландшафтах"* [Щеглов, 1999]. Т.е. мы видим, что пока единого мнения по вопросу загрязнения ягод не существует.

В работе приведены совсем немногочисленные данные измерений по голубике*, которые формально, как и делают многие исследователи можно было бы объединить с черникой. Это оправдано еще и потому, что сборщики ягод обычно так же не разделяют этих ягод и собирают их в одну корзину. Однако мы решили не спешить с объединением данных на этом этапе и дать информацию в доступном для последующего анализа виде, табл. 5.

Табл. 5. Коэффициенты перехода радионуклидов в голубику.

Место отбора	Часть растения	Дата измерения	Коэффициент перехода, Бк*кг ⁻¹ /кБк*м ²				
			Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106
ПП 3	ягоды	авг 87	35.8	43.5		20.2	12.9
		июл 89	32.2	38.6			
		июл 90	50.9	47.2			

Как видно из табл. 5 коэффициенты перехода в голубику действительно близки к КП для черники.

Несколько слов надо сказать об этих растениях — "Черника обыкновенная" (*Vaccinium myrtillus* L.) и голубика (*Vaccinium uliginosum* L.). Черника — это листопадный кустарничек 20-40 см высоты с горизонтальными корневищами и зелеными гранистыми побегами. Растет на почвах разной кислотности, влажности и механического состава, иногда на скалах и торфяниках, однако предпочитает мелкоземистые почвы. Цветет во второй половине мая в течение 2-х недель. Ягоды созревают в июле. Урожайность ягод в разных типах леса — от 1 до 8 ц/га. Максимальная урожайность в лесотундрах и тундрах — свыше 20 ц/га. Голубика — более высокий листопадный кустарник (30÷120 см), цветет также в конце мая—июне. Плодоношение ежегодное. Урожайность от 1 до 5 ц/га, в отдельных случаях до 13 ц/га. [Дикорастущие, 76]. Как видно из этой краткой характеристики растений они весьма неприхотливо относятся к типу почв и получают питание из самого верхнего горизонта, т.е. в нашем случае самого загрязненного. Отсюда фактическая независимость от ландшафтных особенностей пробных площадок. Поэтому данные из табл. 4 и 5 можно рассматривать как единую выборку. В табл. 6 приведены некоторые параметры, характеризующие эту выборку.

* В Белоруссии и в ряде других мест эту ягоду называют "гонобобелем".

Табл. 6. Параметры выборки по коэффициентам перехода радионуклидов в чернику и голубику.

параметр	Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	Pu
Число данных	25	26	9	9	14	15
Среднее	32.6	33.9	32.9	35.0	55.9	35.6
Стандартное отклонение	11.9	11.7	24.4	20.8	56.3	40.9
Среднее геометрическое	30.4	31.6	20.4	31.2	39.8	16.5

Из табл. 6 видно, что коэффициенты перехода для ^{134}Cs и ^{137}Cs весьма близки между собою, что и понятно — ведь это один и тот же химический элемент. Удивляет, что коэффициенты перехода для других радионуклидов не сильно отличаются между собою и близки к КП для цезия. А для ^{106}Ru видим даже некоторое увеличение коэффициента перехода по сравнению с цезием. Подобная ситуация, по-видимому, требует тщательного анализа. К обсуждению этого факта мы обратимся чуть ниже, а пока рассмотрим данные 1986 года и возможные подходы к их анализу.

Проблема состоит в том, что необходимо реконструировать загрязнение как растительной поверхности, так и почвенного покрова отдельными нуклидами. Для решения этой задачи данных приведенных в работе белорусских исследователей [Радиоактивное, 1995] не достаточно.

Реконструкция первичного загрязнения почвенного покрова.

Рассмотрение начнем с почвенного покрова. Результаты анализа данных из самой работы по одной из площадок, размеры которой таковы, “что на ней размещается не менее 200 деревьев”, представлены в табл. 7. Как уже упоминалось, все значения приведены к одной дате — 28 апреля 1986 г.

Табл. 7. Плотность загрязнения территории на пробной площадке № 9, Брагинский р-н, Комаринский лесхоз, Савическое лесничество, квадрат 77, кБк/м².

Дата	Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	Pu-238+240
авг 87	89	212	107	600	306	1.16
июн 88	120	229	210	1220	422	1.88
июл 89	455	1088	108	844		
Среднее	169	375	134	852	359	1.48

В нижней строке нами приведены среднегеометрические значения плотности загрязнения по каждому нуклиду. Отметим, что результат по Cs-134 и Cs-137 за июль 1989 “выпадает” из нормального ряда. Удовлетворительного объяснения этому результату пока не находится. Результаты, представленные в табл. 7, на наш взгляд могли бы использоваться для оценки коэффициентов перехода химических элементов, начиная с 1987 г., для подобных оценок за 1986 год, когда количество нуклидов было заметно большим, необходима дополнительная информация. Попробуем извлечь её из других источников.

Но прежде отметим, что рассматриваемая территория отличается существенной неравномерностью загрязнения, как по абсолютной величине выпадения отдельных радионуклидов, так и по изотопному составу. В табл. 8 приведены официальные данные Белгидромета по загрязнению отдельных населенных пунктов (НП) Храковичского с/с Брагинского района Гомельской области, приведенные к 28.04.86.

Табл. 8. Плотность поверхностного загрязнения отдельными радионуклидами ареалов населенных пунктов Храковичского сельсовета по данным Белгидромета, кБк/м².

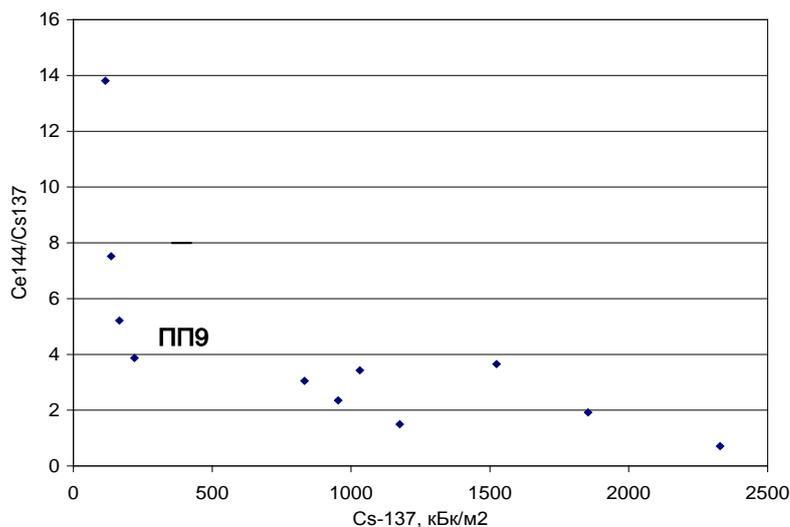
ХРАКОВИЧСКИЙ С/С	CS-137	SR-90	PU-238-40
ВЕРХНЯЯ СЛОБОДА	1074	79	0.00
ВЫГРЕБНАЯ СЛОБОДА	612	43	0.79
ГРУШНОЕ	154	24	0.22
ДВОР-САВИЧИ	265	38	0.12
ЖЕРДНОЕ	2050	115	0.00
КАЛИНИН	165	51	0.53
ЛЕНИНСКИЙ	105	17	0.16
ЛЯДЫ	123	52	2.06

НЕЖИХОВ	1317	107	0.71
НОВАЯ ГРЕБЛЯ	131	30	0.24
НОВЫЕ ХРАКОВИЧИ	90	26	0.07
НОВЫЙ СТЕПАНОВ	943	111	0.00
ПЕРЕСЕТИНЕЦ	5779	370	0.00
ПИРКИ	894	132	1.30
ПРОСМЫЧИ	127	25	0.27
ПУЧИН	847	256	0.00
САВИЧИ	370	59	0.73
СТАРЫЕ ХРАКОВИЧИ	85	18	0.17
СТАРЫЙ СТЕПАНОВ	1619	310	0.00
СУВИДЫ	159	76	1.08
ЦЕЛУЙКИ	116	25	0.49
ЧЕРНЕВ	2596	60	0.41

По плотности загрязнения Cs-137 ареалы НП в пределах одного сельсовета различаются в 68 раз, от 85 кБк/м² в Старых Храковичах до 5780 кБк/м² в Пересетинце. Это объясняется, во-первых, близостью расположения к ЧАЭС (до Пересетинца всего 23 км), а во-вторых, сложившимися в период выброса метеорологическими условиями, которые привели к формированию радиоактивного следа с ярко выраженной осью и не менее выраженной периферией. Значительны различия и по радионуклидному составу. Так отношение ⁹⁰Sr к ¹³⁷Cs изменяется от 0.023 до 0.48, т.е. более чем в 20 раз.

Надо вообще отметить, существенную географическую пестроту радионуклидного состава чернобыльских выпадений. Не вдаваясь в подробности дифференциации отдельных химических элементов, проиллюстрируем сказанное результатами некоторых измерений, выполненных в мае-июле 1986 г. На рис. 1 показано отношение одного из характерных топливных элементов — ¹⁴⁴Ce[†] к “летучему” элементу — ¹³⁷Cs в выпадениях рассматриваемых зон исследований в зависимости от плотности выпадения ¹³⁷Cs.

Хорошо выраженная зависимость отражает фракционирование смеси продуктов деления, связанное, как с удалением от источника, так и еще в большей степени с удалением от осей радиоактивных следов. На радионуклидный состав выпадений заметное (а в иных случаях и определяющее) оказали влияние условия формирования загрязнения, в частности, прошедшие в этот период в ряде мест обильные дожди.



[†] Этот радионуклид выбран потому, что он стал реперным во все последующие годы.

Рис. 1. Зависимость $^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}$ от плотности выпадений ^{137}Cs на территориях исследовательских полигонов.

Картина загрязнения в районе ПП9, по-видимому, сложилась в результате наложения друг на друга, по меньшей мере, двух процессов: первоначального весьма непродолжительного рассеяния диспергированного топлива в условиях практического штиля на небольших высотах [Глазунов, 1989] и последующего выброса так называемой конденсационной компоненты, обогащенной летучими элементами. На удалении примерно 20÷30 км от ЧАЭС суммарная плотность и радионуклидный состав выпадений (РСВ) изменяются в пределах даже одного населенного пункта (мы здесь опускаем доказательства этого и последующего тезисов), но остаются весьма близкими на площадках площадью 1000÷2000 м², т.е. как раз таких, какими являются исследовательские полигоны. Поэтому для подобных площадок измеренный именно на них радионуклидный состав должен рассматриваться как базовый. Аналогии с другими площадками, если и могут использоваться, то с большой осторожностью и только после нахождения хотя бы косвенных свидетельств в пользу схожести условий формирования выпадений для рассматриваемых территорий.

Так для ПП9 могут рассматриваться в качестве близкого РСВ выпадения в рядом расположенных НП с примерно такой же плотностью выпадения по ^{137}Cs . Близость расположения, как мы уже сказали выше, еще не достаточное основание для сравнения р/н состава выпадений, а только рабочая гипотеза, требующая подтверждения своей справедливости. В иных случаях более правильно реконструировать радионуклидный состав, характерный для значительной части одного и того же следа, для чего может потребоваться анализ нескольких десятков или даже сотен ранних проб. Эта целая исследовательская работа до сих пор еще не нашедшая своего терпеливого исследователя.

Поиск проб для НП, расположенных недалеко от ПП9 и отобранных в начальный период после аварии, велся по 3 наиболее крупным базам: база данных ИЯЭ (Белоруссия); база данных ИБФ и «БАЗА-86», подготовленная сотрудниками ИАЭ, в которую включены измерения в 30-км зоне, выполненные различными организациями, среди которых в первую очередь надо отметить Радиевый Институт им. В.Г. Хлопина. В табл. 9 представлены результаты сравнения между ПП9 и близлежащими НП.

Табл. 9. Радионуклидный состав радиоактивных выпадений в 3-х НП Храковического с/с и ПП9.

Место отбора	Число проб	Cs-137 по пробам	радионуклиды / Cs 137								
			Ce144*	Ce141	I131	La140	Ru103	Ru106	Nb95	Zr95	Cs134
Ляды	4	166	5.22	8.02	24.57	7.69	6.68	1.25	7.92	6.87	0.53
Сувиды	3	136	7.52	12.12	20.44	12.29	8.68	2.04	13.19	10.81	0.54
Савичи	4	954	2.17	3.17	11.64	2.66	3.15	0.86	3.09	2.95	0.52
Среднее	11	278	4.74	7.37	18.74	7.12	5.94	1.32	7.60	6.52	0.53
ПП9		375	2.27					0.96			0.53

*) Приведенные в таблице значения являются результатом промежуточных расчетов, поэтому количество значимых цифр не означает точность измерения.

Из данных табл. 9 видно, что сравниваемые между собою площадки по радионуклидному составу выпадений довольно близки, хотя по ^{144}Ce , наблюдается различие более чем в два раза. Тем не менее средний состав по этим 3 НП может быть принят в качестве рабочей гипотезы для ПП9. При этом исследуемая площадка обогащена “летучим” ^{137}Cs , хотя плотность его выпадения лишь ненамного больше, чем средняя плотность выпадений в соседних НП. Поэтому при реконструкции выпадений этот факт должен быть учтен с помощью соответствующего коэффициента.

Независимая проверка удачности выбора РСВ состоит в сравнение динамики расчетной мощности дозы и измеренной в ходе полевых работ. На рис. 2 показано такое сравнение для ПП9.

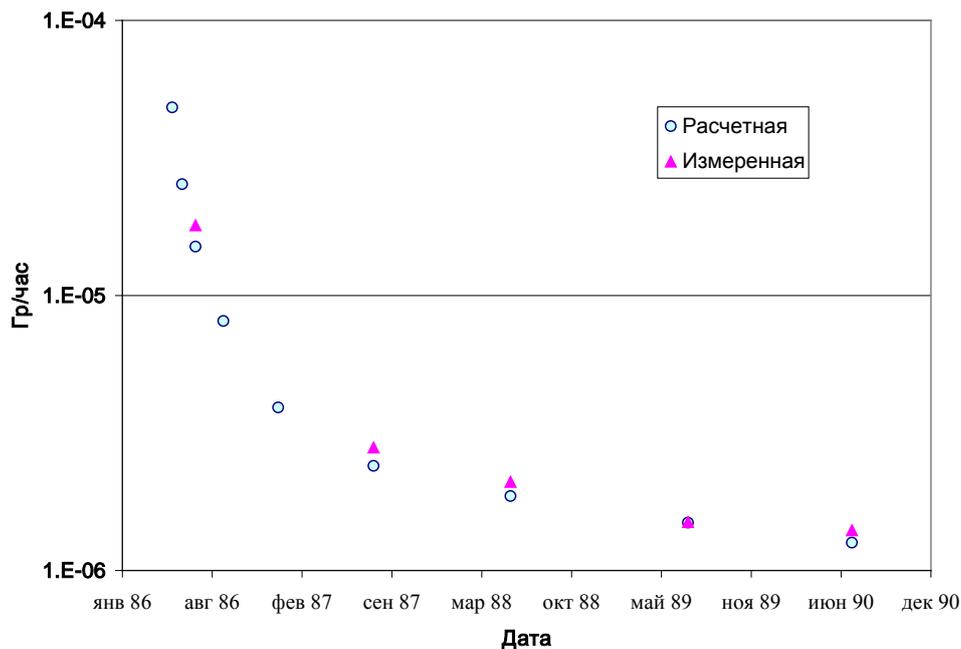


Рис. 2. Расчетная и измеренная динамика мощности дозы на ПП9

Как видно из рис.2, с приемлемой точностью можно говорить о совпадении расчетной и экспериментальной кривых. Т.о. мы получили необходимые доказательства использования восстановленного РСВ для данной точки, который и будет в дальнейшем использоваться для вычисления коэффициентов перехода, естественно, с учетом радиоактивного распада каждого нуклида. Конечно, и в этом случае неопределенности в оценке плотности выпадения отдельных нуклидов остаются в ряде случаев еще довольно большими, но рассмотренный выше подход к оценке РСВ на отдельных площадках минимизирует ошибки.

Подобным же образом, проводилась реконструкция РСВ и для других пробных площадей, вошедших в сферу интересов белорусских исследователей. Отметим важное обстоятельство: к каждой площадке необходим индивидуальный подход, поскольку почти в каждом случае условия формирования загрязнения имели свои особенности. Так, например, динамика мощности дозы для ПП39 (около дер. Масаны, Хойницкого р-на, Гомельской области) и для ПП22 (Лименьское лесничество Чериковского лесхоза в Могилевской области) имеет отличительные особенности из-за различий в радионуклидном составе выпадений, рис. 3. Это характерный пример того, что полученное ранее согласие для расчетной и реальной динамики мощности дозы опиралось на довольно чувствительный инструмент анализа.

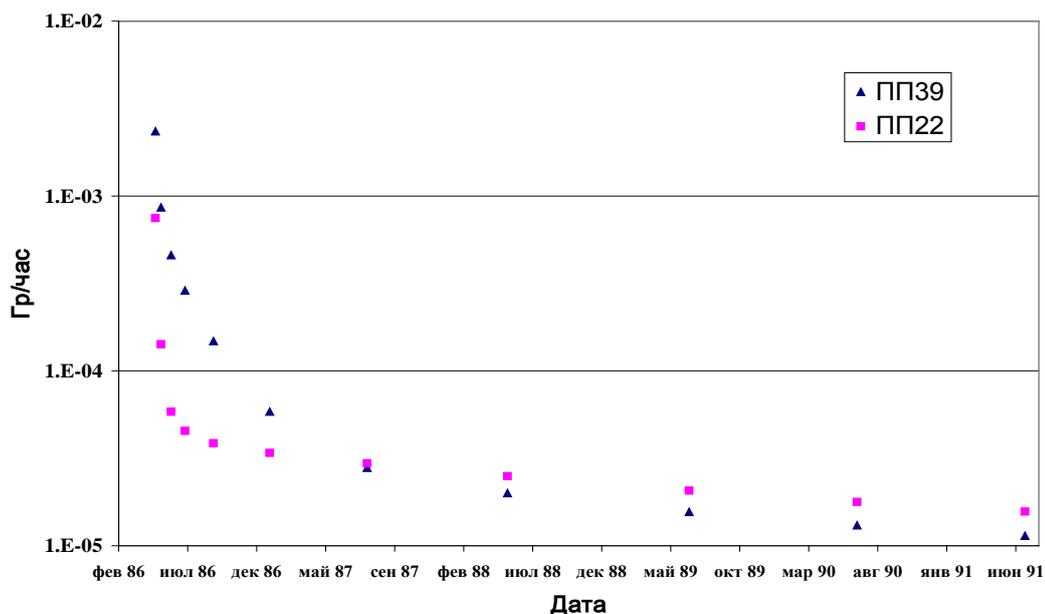


Рис. 3. Восстановленный ход динамики мощности дозы для ПП22 и ПП39.

Для ПП39 РСВ определен нами по данным спектрометрического анализа проб грунта, отобранных в Масанах (средняя плотность загрязнения проб по ^{137}Cs — 3900 кБк/м^2) в мае-июне 1986. РСВ в Лименьском лесничестве определен также по спектрометрическим данным за этот же период, но точка отбора проб почвы привязана к населенному пункту Чудяны, расположенному чуть восточнее ПП22. По характеру загрязнения территории эти две географические точки (Чудяны и ПП22) могут считаться идентичными. Действительно, размеры радиоактивного облака, прошедшего к этому времени около 500 км [Орлов, 1996], существенно превышали расстояние между рассматриваемыми точками, лежащими к тому же на линии движения облака. А дождевая туча, вымывшая радиоактивные вещества на поверхность, хотя и была сравнительно небольших размеров ($10\div 20 \text{ км}$ в поперечнике) прошла своим ядром над рассматриваемыми точками. Об этом можно судить по экстремально высоким уровням загрязнения участков поверхности ^{137}Cs (5350 кБк/м^2 для Чудян и 1900 кБк/м^2 для ПП22, а в местах не задетых дождевой тучей плотность выпадения этого радионуклида была на два порядка величины ниже).

Как видно из рис. 3 различия по мощности дозы, а следовательно и по суммарной γ -активности образцов существенны, и, главным образом, в первый год после аварии. Это довольно важное обстоятельство, поскольку абсолютные уровни загрязнения растительной продукции в 1986 году были существенно выше, чем в последующие годы и, следовательно, вклад этой продукции в дозы внутреннего облучения мог быть весьма значителен. Поэтому крайне важно минимизировать неопределенности в коэффициентах перехода именно для первого года.

Формирование первичного загрязнения растительного покрова

Прежде чем переходить непосредственно к определению коэффициентов перехода радионуклидов в растительную продукцию, остановимся на еще одном важном моменте, относящемся к формированию первичного загрязнения. Выше мы отметили, что радиоактивные выпадения на пробных площадях отличались по своему радионуклидному составу. Но были еще и другие различия. Одним из существенных факторов загрязнения был характер выпадений: сухие или мокрые осадения. В свою очередь сухие выпадения зависели от дисперсного состава и физико-химических свойств переносимых аэрозолей, а мокрые — от интенсивности дождя и, возможно, от физико-химических свойств примеси. Рассмотрим сначала различия между сухими и мокрыми выпадениями, зафиксированные экспериментальным материалом. В табл. 10 представлены данные спектрометрического анализа проб, отобранных в экспедициях ИБФ. Мы будем рассматривать загрязнение хвои сосны только ^{137}Cs на разных площадках, поскольку этот наиболее долгоживущий нуклид наиболее ярко позволяет выявить основные закономерности первичного загрязнения.

Табл. 10. Удельное содержание ^{137}Cs в хвое сосны.

Место отбора пробы	Дата отбора	Характеристика выпадений	Возраст хвои	Бк/кг* кБк/м ²	Среднее по группе	Примечание
Мелешковичи	12.07.86	"сухие"		205		
Санюки	12.07.86	"сухие"	однолетняя	124		Удаление от
1 км от Наровли	22.05.86	"сухие"	и	207	191	ЧАЭС
Комарин	8.05.86	"сухие"	двухлетняя	287		30-60 км
Вишенки	12.07.86	"сухие"		132		
Сосновый Бор	май 86	мокрые		61	61	Крышев, 1992
Ворошилово	31.05.87	"сухие"	хвоя	43		
г. Хотимск	3.06.87	"сухие"	двухлетняя	62	52,5	250 км
Макаричи	29.05.87	"мокрые"	хвоя	18		
М.Немки	23.05.87	"мокрые"	однолетняя	12	15	200 - 250 км
Самотевичи	20.05.87	"мокрые"		16		
Макаричи	29.05.87	"мокрые"	хвоя	18		
М.Немки	23.05.87	"мокрые"	двухлетняя	20	22	200 - 250 км
Самотевичи	20.05.87	"мокрые"		29		

*) на кг сырого веса

Данные табл. 10 показывают, что для сухих выпадений существенно выше доля задержанного листовым ^{137}Cs по сравнению с мокрыми выпадениями. Различия в удельном содержании ^{137}Cs в хвое, отобранной в 1986 и 1987 годах, объясняются процессами очищения под действием метеорологических факторов и биологическими изменениями. Процессы роста и старения листьев характеризуется уменьшением поглощения элемента с поверхности листа, шелушением, относительным уменьшением калия, который является не только химическим аналогом Cs, но и индикатором возраста хвои: так в хвое возрастом до 1 года процентное содержание ^{39}K составляет 0.56% на сухое вещество; в хвое более одного года — 0.28%; а в хвое 3-го года — 0.12% [Родин, 1965]. Процессы шелушения хвои сосны вместе с осажденными изотопами Cs экспериментально наблюдали в зимний период на станции радиационного мониторинга в Зеленогорске (под Ленинградом) [Гритченко, 1989]. О подобных процессах говорят и биологи: *"радионуклиды мигрируют под полог леса преимущественно в твердой форме — в составе листовых восковых чешуек и покровной чешуи и чехликов почек и коры"* [Тихомиров, 1994]. Можно было бы упомянуть и о достаточно известных среди специалистов эмпирических периодах полуочищения листы за счет стряхивания и смыва р/н с листовой поверхности, но и так уже кажется ясно, что по истечении года концентрация цезия в хвое закономерно должна уменьшиться.

Таким образом, из анализа данных табл. 10 следует, что при мокрых выпадениях удельное загрязнение растительной поверхности (представителем которой выступают листья сосны) в 3-4 раза слабее, чем при сухих выпадениях. Этот вывод вполне удовлетворительно коррелирует с данными по задержанию осадков и сообщениями о том, что начальное удельное загрязнение сосновых крон составляло 60-90 % [Тихомиров, 1994]. Здесь имеются ввиду территории, где наблюдалось сухое выпадение радиоактивных осадков. В самом деле, если предположить, что в результате сухих выпадений, например, в 1 кБк/м² 60 % активности задержалось хвоей сосновых насаждений, то удельное содержание составит 600 Бк/3 кг = 200 Бк/кг, а, если — 90%, то 300 Бк/кг, что прекрасно совпадает с данными по сухому осаждению, табл. 10[‡].

Вместе с тем, когда выше говорилось о "мокрых" выпадениях, то подразумевались довольно сильные осадки, с интенсивностью более 10 мм/час. При слабых осадках, естественно, различия между мокрыми и сухими выпадениями на листовую поверхность будут сглаживаться. Физическая природа такого явления довольно очевидна: при дожде только часть воды удерживается листьями, а остальная попадает на поверхность земли.

[‡] Для лучшей ориентации в оценке возможного загрязнения растительности приведем ряд важных параметров, взятых из работы [Молчанов, 1974]:

- ❖ для сосновых насаждений 30-40 - летнего возраста масса хвои составляет примерно 0.5 кг абс. сух. веса/м² или примерно 3 кг сырого веса/м²;
- ❖ площадь поверхности хвои около 7 м²/м².

Добавим также, что сырая масса хвои в 3кг соответствует примерно 1,2 кг суховоздушного веса или ≈40 г зольного остатка.

Наиболее изученным является задержание осадков хвоей ельников и сосняков. В зависимости от возраста и спелости древостоев, конечно, имеются вариации количества задерживаемых осадков, но нам важна скорее качественная картина и полезны лишь ориентиры числовых значений. Такая информация представлена в табл. 11, [Сафронов, 1990].

Табл. 11. Задержание осадков пологом спелых древостоев в зависимости от их количества, мм

Вид Древостоя	Количество выпавших осадков, мм									
	1	2	3	4	5	7	10	15	20	25и более
<i>сосняки</i>	0,4-0,5	0,6-0,9	0,9-1,1	1,0-1,4	1,2-1,6	1,5-2,0	1,6-2,3	1,8-2,9	2,0-3,1	2,1-3,2
<i>ельники</i>	0,7-0,9	1,1-1,5	1,5-2,0	1,8-2,4	2,0-2,8	2,4-3,4	3,0-4,0	3,4-4,9	3,7-5,5	4,0-5,6
<i>березняки</i>	0,4	0,6	0,8	1	1,3	1,6	2,2	2,7	3,0	3,1

Таким образом, при слабом дожде, когда количество осадков составляет 1-2 мм, листовая поверхность удерживает 30-50 % влаги. По мере увеличения количества выпавших осадков наблюдается почти линейный спад величины задержанной влаги и при 20 мм она снижается до 10÷15 %.

Экспериментальные материалы из рассматриваемой монографии [Радиоактивное, 1995] также могут быть привлечены для оценки первичного задержания радионуклидов растительной поверхностью. С точки зрения реконструкции начального загрязнения интерес представляют данные по содержанию радионуклидов в хвое сосны 1985 и 1986 годов рождения, собранные в 1987 г. В табл. 12 приведены результаты обработки первичной информации для ряда пробных площадок.

Табл. 12. Коэффициенты перехода изотопов цезия в хвою сосны по результатам измерений, выполненных в июле 1987 г.

Место отбора	Характер выпадений	Возраст хвои	Коэффициент перехода, (Бк/кг)/(кБк/м ²) ¹		
			Cs-134	Cs-137	среднее
ППЗ	сухие	Хвоя 85 г.	128	152	140
		Хвоя 86 г.	43	53	48
ПП9	сухие	Хвоя 85 г.	28	29	29
		Хвоя 86 г.	14	15	15
ПП11	сухие	Хвоя 85 г.	84	92	88
		Хвоя 86 г.	51	47	49
	Ср.геом.	Хвоя 85 г.	67	74	71
		Хвоя 86 г.	32	34	33
ПП16	мокрые	Хвоя 85 г.	33	44	38
		Хвоя 86 г.	19	24	21
ПП21	мокрые	Хвоя 86 г.	29	39	34
ПП22	мокрые	Хвоя 86 г.	4	10	7
	Ср.геом.	Хвоя 85 г.	33	44	38
		Хвоя 86 г.	13	21	17

1) на кг сырого веса; данные были специально пересчитаны для удобства сравнения результатов.

Из приведенных в табл. 12 данных видно, что, во-первых, хвоя 1985 года рождения в 1987 году была примерно в 2 раз "грязнее", чем хвоя 1986 г.р. Это важное дополнение к результатам табл. 10, где в основном анализировалась хвоя 1985 г.р. Различие это вполне понятно и не требует пространственных комментариев. Хвоя 1985 г.р. к моменту загрязнения была сформирована, а хвоя 1986 г.р. хотя уже и появилась, но её масса была заметна меньше, чем на момент сбора. Лучшее "удержание" цезия молодой хвоей не смогло полностью компенсировать годовой прирост биомассы, а корневое поступление цезия в листья заметно не изменило существенно более сильное воздушное загрязнение.

Второе важное наблюдение состоит в том, что можно провести грань между сухими и мокрыми выпадениями из анализа загрязнения хвои сосны даже через 15 месяцев после акта загрязнения. Видно, что и по абсолютным значениям данные табл. 12 не сильно расходятся с результатами из табл. 10. Обращает на себя внимание еще один интересный факт: ППЗ находилось под облаком сильно обогащенным летучими элементами, в т.ч. и изотопами цезия, которые находились преимущественно в кондиционной форме, не только лучше задерживающейся растительной поверхностью, но впоследствии и частично усваиваемой, а ПП9 и ПП11, напротив, загрязнялись преимущественно топливными

частицами, из которых миграция радионуклидов, даже предположительно востребованных растением (как, например, цезий), вероятно, затруднена. Такие частицы, по всей видимости, лучше стряхивались и смывались с листовой поверхности. Данные табл. 12 в некоторой степени отражают отмеченное явление. Все это важно, т.к. с момента загрязнения растительности до момента отбора проб прошло значительное время, и соотношение между радионуклидами могло измениться не только в результате радиоактивного распада.

В ряде работ рассматриваются различия в задержании изотопов йода и изотопов цезия растительной поверхностью при сухих и мокрых выпадениях [Müller, 1993; Панченко, 1996, 1999]. А в модели PATHWAY [F.Ward Whicker, 1987], рассматриваются различия между этими же нуклидами в последующий период. Что же касается топливных и конденсационных частиц, то экспериментальной информации, позволяющей делать количественные оценки, практически нет. Это обстоятельство возводит определенные препятствия, которые неясно как преодолеть. Однако, доля ^{134}Cs и ^{137}Cs в суммарной активности на конец июля для целого ряда площадок довольно высока и поэтому неопределенность в оценке КП для этого элемента будет наименьшая. Так для ПП22 по уровням загрязнения вклад ^{134}Cs и ^{137}Cs уже на середину июля составлял более 75%, а по мощности дозы почти 90%. В то же время на другом полюсе площадка ПП39 (Масаны), где вклад ^{134}Cs и ^{137}Cs на середину июля составлял по суммарной активности 5÷6 %, а по мощности дозы — около 13%.

Высказанные выше соображения должны приниматься во внимание при интерпретации результатов измерений, приведенных в табл. 1. Особенно осторожно следует относиться к значениям КП для 1986 г. Но и полностью игнорировать экспериментальные результаты в отсутствие другой, возможно, и более надежной информации вряд ли целесообразно. Мы предлагаем для данных 1986 г. ввести термин «условный коэффициент перехода», который характеризует всю совокупность параметров, влияющих на удельное загрязнение растительной поверхности, но мало эффективен для дозовых оценок, как на данное растение, так и на последующие трофические звенья. Для последующих лет удельное загрязнение растений, формирующих суммарную γ -активность образца, связано с двумя изотопами цезия, независимо от местонахождения полигона. Поскольку и отношение между ^{134}Cs и ^{137}Cs на любой период времени и их вклад в суммарную γ -активность образца легко вычисляемы, мы можем путем несложных расчетов определить долю ^{137}Cs в пробе и соответственно КП. Результаты вычислений приведены в табл. 13.

Табл. 13. Величины условных коэффициентов перехода и КП для черники, полученные по данным измерения суммарной γ -активности образцов.

Место отбора	Cs-137 в почве, кБк/м ² , 1986	Часть растения	Коэффициент перехода Cs-137, Бк*кг ⁻¹ /(кБк*м ²)				
			1986*)	1987	1988	1989	1990
ПП 2	327	надз. масса	734	78	51	18	13
ПП 3	587	надз. масса	127	131	63	69	84
ПП 4	717	ягоды	384	134	66	32	54
ПП 6	745	ягоды	-	86	67	26	
ПП 13	108	ягоды	214	50	100	84	46
ПП 15	484	надз. масса	588	48	13	10	23
ПП 16	479	листья	303	80	38	30	14
ПП 22	1899	надз. масса	67	63	61	39	76
ПП 35		надз. масса	83				
ПП 38	1444	надз. масса	-	69	35	21	18

*) условные коэффициенты перехода.

Из табл. 1 исключены образцы, активность которых за ряд лет составляла 1.00E-8, поскольку это значение, по-видимому, являлось порогом чувствительности метода измерения. Как видно из приведенных в табл. 13 значений, условный коэффициент перехода (для 1986 г.) примерно в 7-8 раз выше КП, что, впрочем, и не вызывает удивления, поскольку воздушный путь более эффективно загрязняет растение, чем корневой. В табл. 14 приведены параметры рассматриваемых выборок по КП.

Табл. 14. Параметры выборок по коэффициентам перехода ^{137}Cs в чернику.

параметр	1986	1987	1988	1989	1990
число данных	8	9	9	9	8

среднее	312	82	55	37	41
стандартное отклонение	244	31	25	24	28
среднее геометрическое	229	77	48	30	32

Из данных табл. 14 видно, что в 1987 г. уровни загрязнения черники примерно вдвое выше, чем в последующие годы. В целом же можно сказать, что полученные таким образом КП не отличаются существенным образом от КП, рассмотренных ранее, табл. 6.

Попытаемся определить насколько эффективнее воздушный путь загрязнения по сравнению с корневым. Будем считать для определенности, что урожайность черники составляет 3 ц/га, т.е. 0.03 кг сырого веса/м² или ≈ 0.003 кг сухо-воздушного веса/м², будем также полагать, что удельная активность ягод близка к загрязнению листьев и стеблей. Тогда для корневого поступления имеем примерно 0.1 Бк ¹³⁷Cs в ягодах на площади в 1 м² при уровне загрязнения в 1 кБк/м² или 0.01%. При воздушном пути для той же растительной биомассы (≈ 0.003 кг сухо-воздушного веса/м²) доля задержания ¹³⁷Cs составит примерно 1%, т.е. будет на два порядка величины выше корневого поступления. Такая ситуация была бы реалистичной, если бы выпадения происходили в конце июня или июле, в период активного созревания ягод. В нашем случае (выпадения в последних числах апреля) загрязнялись только листья и почки (эффективная масса которых на момент выпадений не сильно отличалась от 0.003 кг сухо-возд. веса/м²) и затем уже с этих поверхностей часть активности могла попасть в ягоды. Данные табл. 17 указывают на то, что примерно десятая часть первоначально задержанной активности сохранилась до момента созревания ягод. Эта оценка не выходит за рамки разумного и может служить ориентиром при последующем анализе. Такое же значение коэффициента транслокации (=0.1) — перехода радионуклидов с поверхности растения в его съедобную часть, через 55±95 дней после загрязнения рекомендуют авторы модели ECOSYS-87 [Müller, 1993] для мобильных элементов (к которым относят и цезий). Для не мобильных элементов, таких как стронций, цирконий, ниобий, церий, рутений, барий и плутоний авторы рекомендуют для коэффициента транслокации диапазон от 0.005 (для 55 дней) до 0.02 (для 40 дней).

Анализ материалов Костюковической СЭС.

Рассмотрим результаты по загрязнению черники, полученных в Костюковической районной СЭС. Костюковическая СЭС выбрана нами как пример использования наиболее объемного источника информации практически до настоящего времени не введенного в научный оборот. Несколько десятков районных СЭС и несколько областных СЭС за прошедшие годы накопили колоссальное количество измерений по содержанию радионуклидов в продуктах питания (по нашим оценкам несколько миллионов проб). В Костюковическом районе Могилевской области в течение 7 лет работала экспедиция ИБФ МЗ СССР. Сотрудники этого института помимо собственных исследований, проводили калибровочные работы по тестированию аппаратуры используемой в местной СЭС для измерения содержания радионуклидов в продуктах питания, создали электронный банк данных по части выполненных в СЭС измерений. Это обстоятельство явилось второй причиной, обусловившей привлечение массива данных для нашего анализа. Для наиболее загрязненных мест Костюковического района характерен специфический радионуклидный состав выпадений, обусловленный вымыванием радиоактивных элементов из облака сильным ливневым дождем. Эта специфика связана с обогащением выпадений изотопами ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs, что также повлияло на наш выбор. Соотношение основных радионуклидов к ¹³⁷Cs в выпадениях приведены в табл. 15 [Панченко, 1997].

Табл.15. Соотношение ряда радионуклидов в выпадениях на территории Костюковического района Могилевской области (в пересчете на 28.04.86)

Средняя плотность загрязнения по ¹³⁷ Cs, кБк/м ² (Ки/км ²)	¹⁴⁴ Ce/ ¹³⁷ Cs	¹³¹ I/ ¹³⁷ Cs	¹²⁵ Sb/ ¹³⁷ Cs	¹⁰⁶ Ru/ ¹³⁷ Cs	⁹⁵ Zr/ ¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs
370 (10.0)	0.12	10.5	0.038	0.36	0.09	0.022
1580 (42.7)	0.06	7.6	0.034	0.31	0.04	0.013

Последнее обстоятельство важно, т.к. измерения в районных СЭС проводились на радиометрической аппаратуре, измеряющей суммарную активность образца. В начальный период (до сентября 1986 г.) загрязненность продуктов контролировалась на установке ДП-100. Из 10 поступивших на измерение проб черники только в 3-х скорость счета превышала порог чувствительности этого прибора (≈ 1000 Бк/кг). Все три пробы были из мест с уровнями загрязнения по ¹³⁷Cs выше 1000 кБк/м². Среднее значение условного

коэффициента перехода составили примерно $3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^2$ (обратим внимание, что в этих и многих последующих результатах используется сырой вес продукта). Отметим два обстоятельства, повлиявшие на этот результат. Первое связано с тем, что две пробы были представлены вареньем и это примерно вдвое снизило коэффициент перехода. Второе обстоятельство, вскользь уже упомянутое, связано с формированием первичного загрязнения. Напомним, что оно было обусловлено осаждением основной массы радионуклидов сильным дождем, за полчаса выпало $13\div 15$ мм крупного дождя. Естественно, что поверхность развивающихся растений в этом случае задержала относительно небольшое количество радиоактивных веществ ($10\div 20\%$). В заключение этого маленького обзора еще раз обратим внимание, что вышеприведенный коэффициент перехода относится к суммарной активности (по крайней мере, два изотопа цезия формировали скорость счета) и может служить лишь иллюстрацией к такого рода данным. Мы здесь не будем останавливаться на возможностях реконструкции вклада отдельных радионуклидов в суммарную активность, измеренную на ДП-100, поскольку эта тема отдельного исследования.

С 11 сентября 1986 года службы районной СЭС начали контролировать загрязнение продукции с помощью двух радиометрических приборов КРВП-3АБ.

Прежде, чем приступить к анализу загрязнения продуктов питания радиоактивными веществами, остановимся кратко на процедуре измерения проб и вычисления их активности. Это нам представляется важным, поскольку в литературе подобные описания отсутствуют.

Измерение фона установок проводилось, как правило, два раза в сутки в течение 30 минут на каждом приборе. Затем при вычислении суммарной активности пробы использовалось последнее по времени значение фоновой скорости. Активность пробы (А) вычислялась по соотношению:

$$A = (N_a - N_{\phi}) \cdot k, \quad \text{где} \quad (1)$$

N_a — скорость счета от образца, имп/мин;

N_{ϕ} — фоновая скорость счета, имп/мин;

k — пересчетный коэффициент.

В последующем (с 1990 г.) оценка активности пробы велась по соотношению:

$$A = (N_a - N_{\phi} - N_{k-40}) \cdot k, \quad \text{где} \quad (2)$$

N_{k-40} — скорость счета, обусловленная содержанием в продукте ^{40}K .

Наш расчет проводился по соотношению (2), при этом использовалось не последнее текущее измерение фона, а его среднее за весь период исследований значение. Пересчетный коэффициент в наших расчетах зависел от времени, а его значение было получено при калибровке конкретных КРВП летом 1987 г. Сделанные поправки несколько уменьшили погрешность результатов [Панфилова, 1999].

В табл. 16 показан отфильтрованный фрагмент базы данных по загрязнению черники в Костюковическом районе.

Табл. 16. Содержание ^{137}Cs в чернике в 1986 г., собранной в Костюковическом районе

Нас. Пункт	продукт	дата	Бк/кг	кБк/м2	Бк/кг/(кБк/м2)
Углы	черника	22.9.86	14574	2471	5.9
Б.Дуброва	черника вар	30.10.86	58682	252	232.7
Углы	черника вар	31.10.86	91438	2465	37.1
Мокрое	черника вар	6.11.86	63155	1559	40.5
Б.Дуброва	черника вар	18.11.86	14863	252	59.0
Папортная	черника вар	21.11.86	56037	673	83.3
Гутка	черника вар	25.11.86	43579	1908	22.8
Мамоновка	черника вар	27.11.86	22944	1407	16.3
Мамоновка	черника вар	27.11.86	57239	1407	40.7
Вишни	черника вар	28.11.86	40356	405	99.7
Жарки	черника вар	28.11.86	16595	386	43.0

Шабли	черника вар	28.11.86	32949	386	85.3
В.Бор	черника вар	2.12.86	7071	617	11.5
Жарки	черника вар	2.12.86	32227	386	83.5
Дубиец	черника вар	25.12.86	2790	1211	2.3
Кр.Слобода	черника вар	25.12.86	6157	39	156.4
Дубиец	черника вар	26.12.86	49206	1211	40.6
Мокрое	черника суш	10.10.86	112891	1561	72.3
Мокрое	черника суш	10.11.86	748051	1558	480.1
Мокрое	черника суш	5.12.86	482972	1556	310.4
Островок	черника суш	10.12.86	363299	1049	346.4
Мокрое	черника суш	16.12.86	677729	1555	435.9

Мы видим, что уровни загрязнения черники урожая 86 года даже в варенье довольно высоки, так максимальная активность составила почти 100 кБк/кг. При определении коэффициента перехода необходимо делить на загрязненность почвенного покрова, но в месте сбора ягод жители, естественно, не отбирали проб почвы. Тем не менее, местные жители, как правило, не далеко ходят за ягодой. В исключениях обычно, собиравшие лесные дары в более грязном месте, чем то, где они живут, чаще обращаются в СЭС, чем те люди, которые собирали ягоды в более чистых местах. Таким образом, можно полагать, что совокупная информация, приуроченная к НП с большим загрязнением, несет в себе меньше ошибок в отношении коэффициента перехода. Для таких НП и более точно определен радионуклидный состав выпадений, что также снижает ошибки при интерпретации радиометрических измерений. Поэтому, говоря выше о фильтрации базы данных, мы имели ввиду процедуру отбрасывания результатов, приписанных к местам с невысоким загрязнением. В табл. 17 приводятся основные параметры, характеризующие выборки по пробам черники для НП Костюковического района, ареалы которых загрязнены по ^{137}Cs более, чем 370 кБк/м².

Табл. 17. Параметры распределения коэффициентов перехода ^{137}Cs в чернику, собранную в Костюковическом районе.

Параметр	1986		1988		1990	
	варенье	сухая	варенье	сухая	ягода	сухая
число проб	15	5	1	2	18	2
среднее	44.8	329	4.7	11.2	7.2	41
стандартное отклонение	31.3	159		8.1	9.2	18
среднее геометрическое	30.8	277		9.7	3.4	39

Представительными можно считать выборки за 1986 и 1990 годы. Различие между высушенной черникой и черничным вареньем в 9-11 раз (сравниваются среднее геометрические значения) вполне отражает процесс усушки. Различие между воздушным и корневым загрязнением (сравниваются 1986 и 1990 годы) составляет примерно 9 раз, что удовлетворительно согласуется с результатами полученным по белорусским данным.

Следует отметить, что полученный коэффициент перехода для урожая 1986 г., нивелирует различия между территориями района. А между тем пробы отбирались с мест, где прошли сильные и небольшие дожди, а в отдельных местах осадков в момент прохождения радиоактивного облака не отмечено. Поэтому в соответствии с рассмотренной выше картиной формирования первичного загрязнения растительности следует ожидать дифференциацию территорий по коэффициенту перехода. На рис.4 показана зависимость КП от плотности выпадений ^{137}Cs .

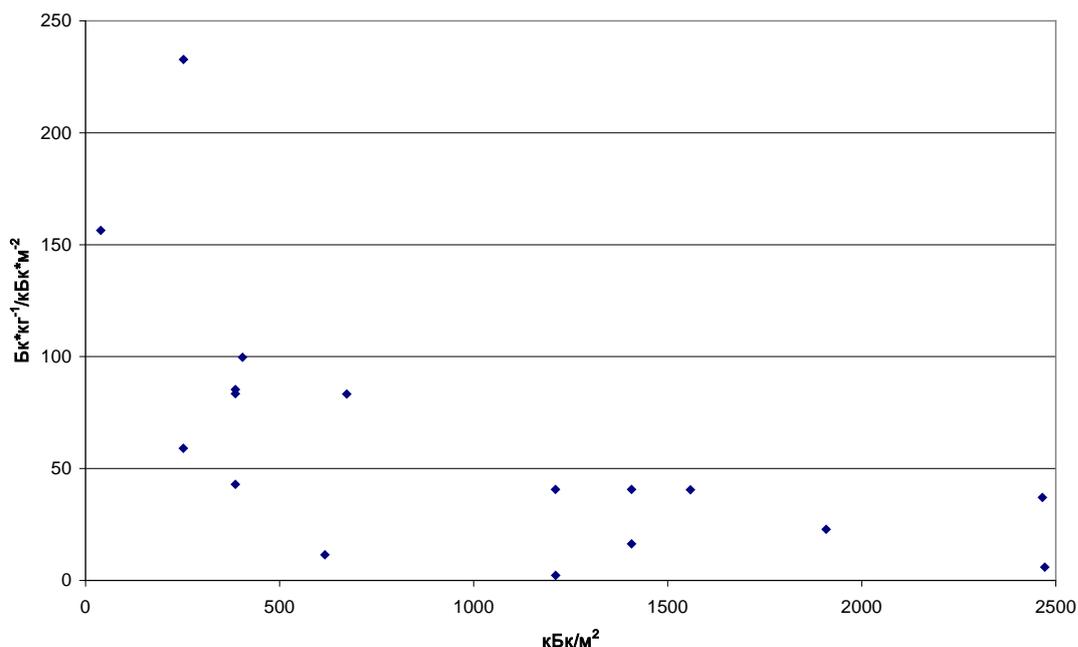


Рис.4. Зависимость коэффициента перехода ^{137}Cs в чернику урожая 1986 г. от плотности выпадений.

Из рис.4 видно, что там, где плотность выпадения мала (сухие выпадения) значения коэффициента перехода максимальны (примерно $200 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$), там где прошли слабые дожди его значение уже лежит в пределах $40\div 100 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, там же, где выпали сильные осадки ($>1000 \text{ кБк}/\text{м}^2$)— $5\div 40 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$. И только маленькая статистика и сделанные выше замечания не дают возможности получить статистические параметры соответствующих выборок. Впрочем, еще раз напомним, что верхние значения, такие как $100\div 200 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, по-видимому, столь высоки еще и потому, что были отобраны с более загрязненных территорий, чем те по которым вычислялись КП.

Результаты измерений Брянской областной СЭС.

Количество проб продуктов питания, измеренных в Брянском областном ЦГСЭН за 12 прошедших лет, перевалило за 500 тысяч (данные по ежегодному количеству измеренных проб за первые 10 лет опубликованы, например, в отчете областной СЭС [Результаты, 1996]). Однако, их электронная версия к настоящему времени все еще довольно фрагментарна, при этом отдельные ее части представляют собой свертки по НП за календарные годы. На примере черники, рассмотрим возможности оценки коэффициентов перехода из этой базы данных за ряд наиболее интересных лет.

В 1986 из западных, наиболее загрязненных районов было измерено 6 проб свежей черники, отобранной в конце июня - начале июля на приборе ДП-100. Поскольку к 01.07.1986 в данных районах вклад двух изотопов цезия в суммарную гамма-активность составлял $\approx 75\%$, то значимые измеренные значения суммарной активности можно с определенной осторожностью использовать для оценки коэффициента перехода ^{137}Cs в чернику, табл. 18.

В этой же табл. 18 приведены значения оцененных КП ^{137}Cs в свежую ягоду, черничное варенье и в сухофрукты за последние два года для тех же западных районов Брянской области. Для проб черничного варенья в базе приводятся усредненные данные по отдельным НП (от 1 до 4-х проб на один НП). Поэтому корректно определить стандартное отклонение и среднее геометрическое значение не представляется возможным

Табл.18. Параметры распределения коэффициентов перехода ^{137}Cs в чернику, собранную в западных районах Брянской области, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$.

Вид продукта	Дата	число проб	среднее	станд. отклонение	сред.геом.
Черника	06-07.1986	6	24	17	19
Черника	авг.97	среднее по 8 НП	7.5	6.7	5.8

Черника варенье	11.97-03.98	28	6.8		
Черника сушеная	11.97	7	80	125	43

Из результатов табл. 18 видно, что разница между загрязнением черники в 1986 году и в настоящее время не превышает 3.5 раз. Это объясняется тем обстоятельством, что западные районы Брянской области были загрязнены в основном за счет мокрых выпадений (сильные дожди в момент прохождения радиоактивного облака до 40 мм/час), для которых эффективность задержания радионуклидов листовой поверхностью примерно в 7-10 раз ниже, чем при сухих выпадениях. Различие между высушенной и свежей ягодой составляет примерно один порядок величины. Результаты по черничному варенью могут служить основой для оценки загрязненности ягод с поправкой 0.65 (см. ниже раздел: кулинарная обработка).

Краткий обзор результатов Института радиационной гигиены (г. С. Петербург) и других авторов.

В момент написания настоящей работы появилась очень небольшая по объему, но необычайно насыщенная по содержанию работа С.-Петербургского института радиационной гигиены, во многом перекликающаяся с разрабатываемой нами тематикой [Шутов, 1998]. Работа посвящена анализу данных по динамике содержания ^{137}Cs в грибах и ягодах. Основной массив исходной информации базируется на результатах измерения проб полученных от населения Новозыбковского и Клиновского районов Брянской области. Большая часть проб измерена в районных центрах Государственного санитарно-эпидемиологического надзора (ЦГСЭН). Авторы работы отмечают, что ими “не обнаружена статистически достоверное уменьшение радиоактивной загрязненности грибов и ягод в течение 12 лет, прошедших после аварии на ЧАЭС, либо их дезактивация проходила очень медленно. Более того, отмечен рост удельной активности ^{137}Cs почти во всех видах грибов в первые 2-3 года после аварии. Причина заключается, с одной стороны, в проникновении радионуклида из верхнего слоя лесного опада в область грибного мицелия, а с другой — некоторым увеличением содержания ^{137}Cs в почве за счет дополнительного поступления с опавшими листьями осенью 1986 г. и с иголками хвойных деревьев в течение нескольких лет после аварии. В отличие от грибов, наибольшая удельная активность радионуклидов цезия в лесных ягодах отмечена в первый год после аварии, что связано, по-видимому, с поверхностным загрязнением листвы и веток ягодных кустов”.

Отмечая более высокую активность лесных ягод в первый год, авторы, тем не менее, не приводят численных различий. Можно полагать, что эти различия невелики, поскольку в дальнейшем авторы включают в исследуемые выборки данные за все годы. Параметры этих весьма значительных по объему выборок приведем без сокращений, хотя некоторые комментарии к таблице будут даны нами ниже, табл. 19.

Табл. 19. Коэффициенты перехода ^{137}Cs из почвы в грибы и ягоды (на $10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$).

Биологический вид	Число проб	Среднее арифметическое	медиана	Нижний квартиль	Верхний квартиль
г р и б ы					
Валуй	2	78±20			
Горькушка	16	78±18	69	27	84
Польский	24	66±21	32	14	64
Свинушка	66	54±9	28	13	64
Волнушка	91	47±7	22	6.7	70
Моховик	45	47±12	22	4.3	52
Масленок	355	33±2	21	9.9	43
Гуски	71	26±7	9.8	2.4	19
Курочки	51	24±5	11	3.3	28
Подберезовик	261	16±1	7.6	2.2	17
Рыжик	25	16±3	11	4.3	19
Сыроежка	299	15±1	6.5	2.0	16
Груздь	187	14±1	9.2	3.7	19
Рядовка	58	12±7	3.7	2.3	6.9
Подосиновик	56	36±18	4.9	1.8	14

Сморчок	31	12±3	3.1	0.5	23
Лисичка	579	11±3	3.7	1.5	8.1
Зеленка	152	10±1	6.5	3.1	12
Белый	446	9.2±0.7	5.0	2.6	10
Опенок	368	6.6±2	1.3	0.6	2.9
Дождевик	7	4.8			
Шампиньон	8	0.7			
я г о д ы					
Клюква	55	14±2	10	1.6	19
Брусника	24	8.1±1	7.3	4.3	10
Черника	1043	5.8±0.2	4.7	2.5	7.5
Малина	567	5.3±0.2	3.7	1.6	7.0
Земляника	197	2.5±0.02	1.5	0.5	3.0
Ежевика	10	1.0±0.3			

В табл.19 не совсем удачен на наш взгляд третий столбец, в котором приведены средние значения по выборкам и отклонения от средних не ясно в каком доверительном интервале. Нагляднее было бы наряду со средним значением привести стандартное отклонение, эти два параметра довольно полно характеризуют выборку с неизвестным распределением. Но это не очень существенное замечание. Можно было бы с определенной натяжкой относить значения третьей четверти к данным за 1986 г. Об этом, в частности, свидетельствуют данные этих же авторов, опубликованные двумя годами ранее, табл.20 [Kenigsberg, 1996].

Табл. 20. Основные параметры распределения коэффициента перехода ^{137}Cs в лесные ягоды, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$.

Вид	1989-1994 в Белоруссии			1986-1994 в России		
	среднее	медиана	Станд. откл.	среднее	медиана	Станд. откл.
Черника	7.7	5.4	7.9	6.5	5.3	4.4
Клюква	8.9	8.5	2.7	13.0	13.2	10
Брусника				10.0		6.0
Земляника	2.0	1.6	1.6	3.8	2.6	3.8
Малина				2.6	1.9	2.6

Как видно, за первые 9 лет среднее значения и медиана коэффициента перехода были несколько выше, чем за 11 лет, а это означает, что в последние два года коэффициент перехода несколько уменьшился. Еще выше он был в Брянской области в 1990 и составлял $7.9 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ [Balonov, 1990]. Мы полагаем, что весь этот ряд значений $7.9 \Rightarrow 6.5 \Rightarrow 5.8$ получен из одной и той же выборки, последовательно увеличивающейся в объеме, при этом вклад 1986 г. последовательно уменьшался, а новые результаты были чуть ниже средних за предыдущие периоды. При этом не исключается, что в отдельные годы по метеорологическим признакам могли быть отклонения в ту или иную сторону.

Примечательны комментарии белорусских специалистов к данным табл. 20. Приведем их полностью: “Мы исследовали коэффициент перехода для *Fragaria vesca* (земляника лесная), собранной на гидроморфных и автоморфных почвах в Беларуси в период 1989-1994 гг. Коэффициент перехода для земляники, собранной на гидроморфных почвах в 3.9 раза выше, чем для земляники с автоморфных почв. Вариации коэффициента перехода ^{137}Cs для всех ягод с автоморфных и гидроморфных почв составляют: $10 \pm 15 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ и $80 \pm 130 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ соответственно” [Kenigsberg, 1996]. Совершенно непонятно как эти цифры корреспондируются с данными табл. 20, хотя сам вывод о специфике влияния почв на коэффициент перехода подчеркивается большинством исследователей. Одной из вероятных догадок может быть отнесение вышеприведенных значений коэффициентов перехода к сухому весу ягод.

Для сравнения приведем также данные по коэффициентам перехода ^{137}Cs в чернику, полученные в Финляндии — $2.8 \pm 5.8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ [Rantavaara, 1990].

Подведем некоторые итоги выполненного анализа данных по переходу радионуклидов в чернику. Для сухих выпадений имевших место примерно за 2.5 месяца до созревания ягод (Чернобыльская авария)

коэффициент перехода радионуклидов в съедобную часть составлял $200\div 400 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ для сухо-воздушного веса или $30\div 70 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ для сырого веса ягод. В случае, если бы выпадения происходили в момент сбора ягод можно было бы ожидать загрязнение листьев и ягод примерно на порядок величины более сильное только по сравнительно долгоживущим радионуклидам (а также плюс короткоживущие радионуклиды).

Для мокрых выпадений реально имевших место в 1986 г. коэффициент перехода составлял $60\div 200 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ для сухо-воздушного веса или $10\div 40 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ для сырого веса ягод. В случае, если бы выпадения происходили в момент сбора ягод можно было бы ожидать загрязнение листьев и ягод примерно в 6-10 раза более сильное по всем радионуклидам.

Во второй и последующие годы после выпадений, видимо, следует различать конденсационную и топливную составляющую [Фесенко, 1994]. Там, где доля топливной компоненты была существенной, величина коэффициента перехода ^{137}Cs в чернику составляла в среднем $20\div 40 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ для сухо-воздушного веса или $3\div 4 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ для сырого веса ягод. Там же, где основная доля выпадений определялась конденсационной формой нуклидов коэффициент перехода ^{137}Cs в чернику составлял в среднем $10\div 60 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ для сухо-воздушного веса или $2\div 8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ для сырого веса ягод. Диапазон для топливной составляющей более узок в значительной степени из-за малого объема выборки. Можно ожидать более низкие значения коэффициента перехода для топливной составляющей по сравнению с конденсационной. Отметим здесь, что нужно также различать топливные частицы, образовавшиеся при первоначальном взрыве — диспергированное топливо и топливные частицы, образовавшиеся при последующем окислении ядерного топлива — диоксиды урана [Кашпаров, 1995]. В работах украинских исследователей отмечены разные скорости растворения таких топливных частиц и выщелачивания из них радионуклидов в естественных условиях [Кашпаров, 1997]

Для растений, растущих на гидроморфных почвах КП в чернику в 3÷4 раза выше, чем на автоморфных.

Влияние типа почв на КП ^{137}Cs в чернику в настоящее время фактически остается за рамками исследований. Можно сослаться на одно из редких наблюдений, сделанное в ходе выполнения проекта ЕСР 9 [Strand, 1996], по анализу загрязнения черники на дерново-подзолистой почве и на торфянистой почвах в 1995 г. Концентрация ^{137}Cs в ягодах на торфянистых почвах оказались в 1.3 раза выше.

Относительно динамики КП можно лишь отметить как тенденцию постепенный спад, вызванный закреплением цезия в сорбционных центрах (например, иллита), расположенных между слоями кристаллической решетки в области их расширенных концов — FES (от английского “Frayed Edge Sites”). [Коноплев, 1998]. В отечественной литературе выведение цезия из биологического кругооборота имеет, на наш взгляд, не совсем удачное наименование “старение радионуклида”. По мере перехода цезия из лесной подстилки в почвенные горизонты не исключено, что концентрация в растениях будет уменьшаться более быстрыми темпами, чем это наблюдается в настоящее время.

Хотя нет достаточно убедительных данных по эффективному периоду полуослабления КП ^{137}Cs в чернику можно полагать, что его величина будет находиться в пределах 10÷15 лет.

Лесные ягоды

Перейдем к рассмотрению коэффициентов перехода в другие лесные ягоды. При этом будем опускать техническую часть, которая во многом идентична по своей сути процедурам изложенным выше.

К традиционно собираемым населением ягодам в характерных для зоны загрязнения фитоценозах относятся: черника (*Vaccinium myrtillus* L.), голубика (*Vaccinium uliginosum* L.), земляника лесная (*Fragaria vesca* L.), малина (*Rubus idaeus* L.), брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.), клюква (*Vaccinium oxococum*), смородина (*Ribes nigrum* L.), ежевика (*Rubus nessensis* W. Hall.), костяника (*Rubus saxatilis* L.), калина (*Viburnum opulus* L.), рябина (*Sorbus aucuparia* L.).

Брусника обыкновенная (*V. vitis-idaea* L.) — вечнозеленый кустарничек 10-20 см высоты с горизонтальным корневищем. Соцветия сформированы в почках с осени. Цветет в мае-июне. Плоды созревают через 2 месяца, в августе. Растет на бедных кислых почвах разной степени увлажнения и различного механического состава. Урожайность ягод в разных типах сосняков — 1÷13 ц/га, урожайность листьев в сосняках — 2÷7 ц/га [Дикорастущие, 1976]. Характерный объем данных из

монографии [Радиоактивное, 1995] по коэффициентам перехода отдельных радионуклидов иллюстрирует табл. 21.

Табл. 21. Коэффициенты перехода радионуклидов в бруснику по материалам белорусских исследователей.

Место отбора	Часть растения	Дата измерения	Коэффициент перехода, Бк*кг ⁻¹ /кБк*м ²					
			Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	Pu
ПП 3		авг 87	61.7	64.9	1.7			2.1
		июл 89	129.0	155.9				
		июл 90	15.4	16.6				
ПП 13		авг 87	68.2	31.9			24.9	
		июл 88	23.8	46.9	163.3	26.8	63.9	27.5
ПП 22	листья	авг 87	28.8	30.1	7.5	46.9	29.8	
	листья	июл 88	29.8	28.6	50.8		34.0	5.3
	листья	июл 89	21.4	27.2				
ПП 32	листья	июн 88		10.8				

Обращает на себя внимание тот факт, что подобно КП для черники, для брусники мы видим фактическое равные значения КП рутения, церия и цезия.

Короткое корневище еще у одной лесной ягоды — землянике лесной (*F. Vesca L.*). Зацветает земляника в конце мая — начале июня, цветет все лето. Плоды созревают в июне — августе. В центральных районах РФ с 1 га естественных зарослей можно собрать 0.5÷15 ц свежих плодов, на вырубках до 30 ц [Дикорастущие, 1976].

Довольно популярна среди населения ягода малина, которую собирают с одноименного полукустарника. Малина обыкновенная (*R. Idaeus L.*) имеет побеги двух типов: травянистые однолетние вегетативные и одревесневшие двулетние генеративные, которые полностью отмирают после плодоношения. Цветет в июне, плоды созревают через 35-40 дней, в июле-августе. Плодоношение, как правило, обильное. Средняя урожайность свежих плодов в естественных зарослях в центральных областях РФ — 2÷6 ц/га, на вырубках до 30 ц/га.

В лесных и лесостепных районах европейской части произрастает куманика или ежевика неская (*R. Nensensis W.*) с почти прямостоячим однолетними побегами. Цветет с мая до августа, плоды созревают примерно через месяц после цветения. Плодоношение ежегодно довольно обильное.

В табл. 22 приведены параметры распределения выборок для 4 ягодных дикорастущих культур собираемых местным населением для приготовления компотов, варения и других пищевых заготовок.

Табл.22. Параметры выборки по коэффициентам перехода радионуклидов в лесные ягоды, в период 1987-91 гг., Бк*кг⁻¹/(кБк*м²).

параметр	Cs-134*)	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	Pu38-40
б р у с н и к а						
число данных	8	9	4	2	4	3
среднее	47.3	45.9	55.8	36.9	38.2	11.6
стандартное отклонение	38.2	44.2	74.9	14.2	17.6	13.8
среднее геометрическое	37.2	34.2	18.0	35.5	35.6	6.7
е ж е в и к а						
число данных	6	6	1	2	3	2
среднее	24.1	25.6	0.8	4.6	47.4	7.2
стандартное отклонение	10.7	13.1		3.4	68.7	9.0
среднее геометрическое	20.8	21.0		3.9	14.4	3.3
з е м л я н и к а						
число данных	14	14	7	5	6	8
среднее	45.0	46.3	705.8	72.3	69.2	131.6

стандартное отклонение	33.5	34.0	1689.1	58.2	47.4	178.2
среднее геометрическое	35.5	36.4	21.3	44.3	43.3	23.7
м а л и н а						
число данных	16	16	4	4	5	5
среднее	40.2	45.5	112.8	15.8	11.1	28.3
стандартное отклонение	34.8	40.2	172.8	10.3	2.8	32.6
среднее геометрическое	27.6	32.8	27.6	11.6	10.8	18.8

*) Напомним, коэффициент перехода здесь получен для сухо-воздушного веса.

К сожалению, в белорусских исследованиях отсутствуют данные по довольно распространенной клюкве. К тому же, по-видимому, КП для клюквы имеет наибольшее значение среди ягод. Приведем в дополнение к данным табл. 19 параметры выборки из 7 результатов по КП (Бк·кг⁻¹)/(кБк·м⁻²) — данные Костюковической СЭС.

среднее	15.25
стандартное отклонение	12.50
среднее геометрическое	12.58
квартиль 1	9.36
медиана	10.08
квартиль 3	14.13

Характерной особенностью белорусских данных из вышеприведенных таблиц (6 и 22) являются значения коэффициентов перехода для рутения и цезия сравнимые по величине с коэффициентами перехода для цезия.

Рассмотрим еще ряд результатов. Ягоды рябины хотя и редко, но используются жителями для варенья и настоек. В табл. 23 приведены данные по загрязнению листьев рябины различными радионуклидами.

Табл.23. Параметры выборки по коэффициентам перехода радионуклидов в листья рябины, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²).

параметр	Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	Pu
число данных	25	25	6	7	6	8
среднее	20.2	23.5	5.8	20.8	43.4	11.5
стандарт. отклонение	16.5	18.6	6.1	21.0	58.1	10.9
Среднее геомрическое	15.7	18.1	2.3	14.8	11.7	8.9

И здесь мы видим ту же картину: коэффициенты перехода для Ce и Ru близки к данным по изотопам цезия. Эти результаты несколько расходятся с представлениями самих авторов. Вот что они пишут:

"Позднее внимание исследователей привлекают ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, поскольку большинство других радиоактивных изотопов (¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce и др.) усваиваются корневыми системами в небольших количествах (Гулякин, Юдинцева, 1962; Молчанова, Куликов, 1972; Тихомиров, 1972; Baldini, Bettoli, Tibertinio, 1987; Корнеев, Егорова, 1989 и др.) и с точки загрязнения растительной продукции несут незначительную опасность" [Радиоактивное, 1995]. Правда, сославшись на серьезные авторитеты, авторы тут же, буквально на следующей странице приводят еще одну интересную таблицу. Взглянем на нее и мы, табл. 24.

Табл.24. Коэффициенты накопления радионуклидов из почвы различными древесными породами

Объект исследования	э л е м е н т					
	⁹⁰ Sr	Pu	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
береза	0,50	0,30	1,44	1,52	2,85	3,82
осина	0,60	0,09	1,66	—	1,42	1,44
дуб	0,79	0,18	1,37	0,83	1,39	1,56
ольха	0,60	0,22	1,12	0,53	0,53	0,71

сосна	0,45	0,19	0,73	0,88	0,48	0,74
-------	------	------	------	------	------	------

При расчете коэффициентов накопления авторами использовались данные о концентрации радионуклидов в листьях и верхнем 5-см слое почвы. Таблица приведена как иллюстрация *неодинаковой избирательной поглотительной способности древесных растений*. Мы же обратим внимания, что коэффициенты накопления Ru, Ce совсем не отличаются от коэффициентов накопления изотопов Cs, а для Pu сравнимы со Sr.

Еще один массив результатов получен в следующем эксперименте. Авторы изучали влияние хронического облучения на характеристики линейно-весовых параметров основных генеративных структур сосны. *"Для этого в ноябре—декабре 1987, 1989 и 1992 гг. со спиленных модельных деревьев производили сбор шишек. Из общего их количества на каждом участке в 5-кратной повторности отбирали партии по 50 шишек для определения линейно-весовых параметров их и извлеченных из них семян... Одновременно с изучением линейно-весовых параметров основных генеративных структур сосны было проведено их радиометрическое исследование (в частности, семян) с определением радионуклидного состава на гамма-спектрометре "Октап-300" [Радиоактивное, 1995].*

Приведение результатов измерений, выгодно отличающее данную работу от большинства остальных, позволяет нам заняться изучением тех параметров, которые органически вписываются в настоящую работу.

В начале 1987 г. авторами были подобраны 7 участков леса (для сбора семян) в наиболее распространенных сосняках мшистого типа леса. *"Почти все они расположены в северной части 30-км зоны вокруг ЧАЭС на территории Хойницкого и Комаринского лесхозов Гомельской области, за исключением двух наиболее удаленных точек (ПП1 и ПП2) в Столинском лесхозе Брестской области. Все опытные участки характеризуются сходными лесорастительными условиями и близкими лесоводственно-таксационными показателями, но различаются между собою по уровню радиоактивного загрязнения почвы (9 ± 3250 Ки/км² по гамма-фону)".* Авторы приводят удельное содержание радионуклидов в верхнем 5-см слое почвы[§]. Поэтому нет никаких принципиальных трудностей получить коэффициенты накопления отдельных радионуклидов в семенах сосны. В табл. 25 нами выполнены эти простые расчеты.

Табл. 25. Коэффициенты накопления радионуклидов в семенах сосны

№ участка	радионуклиды						
	Ce-144	Ru-106	Zr-95	Nb-95	Sb-125	Cs-137	Cs-134
урожай 1987 года							
1	0.12	0.11	0.12	0.11	0.08	0.13	0.11
2	0.12	0.11	0.13	0.13	0.14	0.15	0.13
3	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.11	0.10
4	0.11	0.10	0.11	0.11	0.11	0.14	0.10
5							
6	0.11	0.11	0.15	0.13	0.11	0.13	0.10
7	0.11	0.12	0.12	0.12	0.12	0.15	0.12
Среднее	0.11	0.11	0.12	0.12	0.11	0.13	0.11
урожай 1989 года							
1	0.10	0.08			0.08	0.12	0.11
2	0.12	0.11			0.15	0.15	0.12
3	0.10	0.11			0.09	0.11	0.10
4	0.11	0.09			0.11	0.13	0.11
5							
6	0.11	0.09			0.10	0.12	0.09
7	0.13	0.12			0.15	0.15	0.13
среднее	0.11	0.10			0.11	0.13	0.11
урожай 1992 года							
1	0.10	0.10			0.11	0.11	0.11

[§] Здесь речь идет фактически об органическом горизонте и правильнее было бы говорить о коэффициенте TF_{org} , о котором речь пойдет ниже.

2	0.12	0.11	0.14	0.13	0.14
3	0.11	0.09	0.10	0.11	0.10
4	0.11	0.10	0.12	0.13	0.10
5	0.10	0.07	0.12	0.10	0.08
6	0.11	0.10	0.10	0.10	0.09
7	0.11	0.12	0.14	0.13	0.11
среднее	0.11	0.10	0.12	0.12	0.11

Полученные результаты убедительно свидетельствуют, что при корневом питании в живую ткань растения различные по своим химико-физическим свойствам радионуклиды поступают примерно одинаково. Эксперимент, выполненный белорусскими исследователями, отвечает самым серьезным требованиям. Еще раз обратим внимание, что диапазон уровней загрязнения полигонов достаточно широк: полюсные участки различаются почти в 500 раз. Поступление радионуклидов в семена могло быть только по корневому пути. Выборки представительны. Результаты имеют очень малый разброс от среднего**.

Второе важное наблюдение, которое можно сделать из данных табл. 25, состоит в том, что уже после первой весны, выпавшие на поверхность радионуклиды, стали доступны для корней сосны. И в последующие несколько лет абсолютная величина этой доступности оставалась неизменной. Иными словами кроме радиоактивного распада не было иных факторов, влияющих на снижение биологической доступности чернобыльских выпадений применительно к сосне.

Рассмотрим еще один пример. На этот раз обратимся к миру лишайников, которые представляют для физиологических исследований весьма сложный объект, т.к. состоят из двух физиологически противоположных компонентов — гетеротрофного гриба и автотрофной водоросли. Для них отмечена одна важная для нашего исследования особенность: *"способность накапливать в своем слоевище те минеральные вещества, которые в таких его количествах для их нормальной жизнедеятельности, казалось бы, и не нужны. Биологический смысл такого избирательного накопления отдельных веществ не установлен"* [Жизнь растений, 1977]. Часто наблюдается явный параллелизм между минеральным составом лишайников и содержанием веществ в субстрате. Вместе с тем лишайниковые синузии в силу своеобразия лишайников как организмов (медленного роста, особого типа питания и обмена веществ, своеобразия продуктов метаболизма) обладают некоторой автономностью развития и рядом специфических черт. В табл. 26 представлены результаты расчетов коэффициентов перехода различных радионуклидов в гипогимнию вздутую (*Hypogimnia physodes*).

Табл. 26. Коэффициенты перехода радионуклидов в гипогимнию вздутую, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$

Место отбора	Дата измерения	Коэффициент перехода, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$					
		Cs-134	Cs-137	Sr-90	Ce-144	Ru-106	Pu-38-40
ПП 3	июн 88	606	549		697	671	512
ПП4	авг 87	82	74		318	1083	1
ПП 9	июл 89	129	17		129	256	
ПП11	авг 87	389	296	235	255	377	285
	июл 90	90	87		107	109	
ПП13	июл 90	217	197		570	566	
ПП14	июн 88	131	151	61	366	384	3793
	июл 89	203	227		381	423	
	июл 90	172	154		258	681	
ПП21	авг 87	311	348	120		531	9
ПП32	июн 88		32			173	
число проб		10	11	3	9	11	5
среднее		233	194	139	342	478	920
стандартное отклонение		163	157	89	192	275	1620
среднее геометрическое		192	132	120	293	402	79

Несмотря на определенную пестроту результатов (особенно заметную для смеси α -излучателей, вызванную, безусловно, методическими проблемами определения их содержания в почве и растительной

** Разброс подозрительно мал?! (С.В. Панченко)

ткани) можно отметить, что и для лишайников подтверждаются те же закономерности, что и для цветковых и голосемянных растений, а именно: КП для ^{106}Ru имеют наибольшие значения, а КП для изотопов цезия и церия примерно одинаковы. А характерной особенностью лишайниковых является абсолютная величина коэффициента перехода: для всех исследованных элементов она примерно на порядок величины выше, чем для растений, получающих питание из лесной подстилки (в свою очередь "рекордсменов" среди других растений) и сравнимо или даже выше, чем у грибов. Эта особенность естественным образом делает лишайники основным индикатором для мониторинга окружающей среды, поскольку плодовые тела грибов появляются только на короткий период.

Итак, мы видим, что к каким бы данным белорусских исследователей мы не обратились, всюду значения коэффициентов перехода или накопления радионуклидов не существенно зависят от химического номера элемента. Полезно было бы сравнить эти данные с результатами других исследователей, занимающихся миграцией чернобыльских радионуклидов в вегетативные органы растений. К сожалению, таких работ немного.

Тем не менее, некоторую информацию можно извлечь из практически не публикуемых материалов научных экспедиций в загрязненные районы. Ниже приводятся фрагменты измерений радионуклидного состава образцов растительности, в которых зарегистрирован ^{106}Ru (по материалам экспедиций ИБФ — лаборатории О.А. Павловского), табл. 27.

Табл. 27. Коэффициенты перехода радионуклидов в растительность, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²).

Населенный пункт	Вид пробы	Дата отбора	Коэффициент перехода			$^{106}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$
			Cs134	Cs137	Ru106	
М.Немки	хвоя 2-х летняя	23.05.87	21.2	17.2	31.0	1.8
	хвоя 1-летняя	23.05.87	2.7	2.8	9.2	3.2
	лист ивы	23.05.87	2.1	3.9	9.8	2.5
	водоросли	08.06.88	1.8	1.8	7.0	3.8
Ветухна	трава	26.05.87	1.3	1.3	2.2	1.7
	трава	03.06.88	1.2	1.1	0.7	0.6
Заречье	водоросли	06.06.87	0.17	0.21	1.04	4.9
Прудок	водоросли	07.06.87		0.41	1.43	3.5
Демидов	кувшинка	06.06.87	4.3	5.4	7.1	1.3
Киселевка	трава	25.05.88	7.7	8.0	18.8	2.3
Среднее						2.6

Хорошо видно даже из таких немногочисленных данных, что КП для ^{106}Ru выше, чем для изотопов цезия и это важное свидетельство того, что в данных белорусских ученых, по-видимому, нет систематической ошибки.

Высокие коэффициенты перехода для изотопов церия и особенно рутения заставляют предполагать, что рассматриваемые на сегодняшний день механизмы поступления радионуклидов из почвы в растения еще далеки от истинных и требуют своего развития. Об этом, в частности, говорит и такой крупный авторитет в области радиэкологии лесных экосистем, как Ф.А. Тихомиров. Вот, что он пишет, в итоговом отчете по проекту ЕСР 5: *"Поскольку растения всасывают только одно- и двухвалентные ионы, а церий в почвах присутствует как трехвалентный ион, его поступление ожидалось очень низким. Однако, для некоторых растений, растущих в 30-км зоне ЧАЭС, мы измерили удивительно высокие величины для ^{144}Ce ($TF_{org} = 0.43$)"* [Belly, 1996]. Речь в этом исследовании 1992 г. шла о папоротнике, для других растений, в том числе и ягодных, были получены значения TF_{org} ниже 0.01^{††}. И там же Ф.А. Тихомиров пишет: *"Поглощение ^{106}Ru растениями очень низко. Максимальное значение TF_{org} равно 0.005. Даже папоротники не показывают тенденции к поглощению рутения. Очевидно, что рутений не аккумулируется растениями во всех случаях"* [Belly, 1996]. Белорусские ученые и результаты ИБФ дают нам повод усомниться в этом выводе.

^{††} TF_{org} — отношение концентрации радионуклида в растении (Бк/кг сух. вес) к концентрации в органическом горизонте (Бк/кг сух. вес).

^{†††} Речь идет всего о нескольких пробах, а не о систематическом исследовании.

Сравнительный анализ видовых особенностей позволяет сделать вывод, что наибольшие коэффициенты перехода радионуклидов характерны для видов произрастающих в более влажных местах. Поэтому максимальные КП наблюдаются для клюквы. Затем идут влаголюбивые брусника и черника. По убыванию средних коэффициентов перехода лесные ягоды образуют следующий ряд:

клюква>брусника>черника>земляника>малина>ежевика

Вместе с тем различия между отдельными видами не очень велики и, например, малина или земляника, собранные с гидроморфных почв могут иметь большие КП, чем черника с автоморфных почв.

Грибы

К традиционно собираемым населением в характерных для зоны загрязнения фитоценозах относятся следующие виды грибов, табл. 28

Табл.28. Русские и латинские названия наиболее часто встречающихся грибов.

Название русское	Название латинское
Белый гриб	<i>Boletus edulis</i>
Волнушка	<i>Lactarius torminosus</i>
Горькушка	<i>Lactarius rufus</i>
Груздь настоящий	<i>Lactarius resimus</i>
Груздь черный	<i>Lactarius necator</i>
Дождевик	<i>Lycoperdon perlatum</i>
Зеленушка	<i>Tricholoma flavovirens</i>
Курочки	<i>Tricholoma portentosum</i>
Лисичка желтая	<i>Cantharellus cibarius</i>
Масленок поздний	<i>Suillus luteus</i>
Моховик желто-бурый	<i>Suillus variegatus</i>
Опенок летний	<i>Kuehneromyces mutabilis</i>
Опенок осенний	<i>Armillariella mellea</i>
Подберезовик	<i>Leccinum scabrum</i>
Подгруздок черный	<i>Russula adusta</i>
Подосиновик	<i>Leccinum aurantiacum</i>
Польский гриб	<i>Xercomus badius</i>
Рыжик	<i>Lactarius deliciosus</i>
Рядовка	<i>Tricholoma</i>
Свинушка тонкая	<i>Paxillus involutus</i>
Сморчок	<i>Morchella esculenta</i>
Строчок	<i>Gyromitra esculenta</i>
Сыроежка желтая	<i>Russula lutea</i>
Сыроежка пищевая	<i>Russula vesca</i>
Шампиньон	<i>Agaricus campester</i>

По накопительной способности ^{137}Cs грибы значительно превосходят все другие компоненты лесного биогеоценоза. В среднем удельная активность грибов более чем в 20 раз превосходит таковую максимально загрязненного слоя лесной подстилки [Щеглов, 1999]. Грибы являются абсолютными концентраторами ^{137}Cs в биогеоценозе, а с учетом того, что запасы биомассы мицелия составляют около 200 г/м² [Olsen, 1990], то очевидна значимость роли грибов в биогеохимической миграции этого радионуклида.

Величина накопления ^{137}Cs грибами сильно зависит от условий местообитания, климатических особенностей сезона, видовой принадлежности и, естественно, от пространственного распределения биологически доступного ^{137}Cs . Анализу факторов, влияющих на величину накопления радионуклидов, посвящено довольно много исследований, однако проблема довольно сложна и пока далека от своего удовлетворительного разрешения. Сегодня на основе собранного эмпирического материала можно делать

только качественные выводы и заключения, т.е., по существу, ограничиваться описательными характеристиками.

В начальный период (первый месяц после аварии) пробы грибов насколько нам известно не отбирались. Наиболее ранние результаты относятся к строчкам, табл.29

Табл.29 Уровни суммарного загрязнения грибов в Костюковическом районе, Бк·кг⁻¹/кБк·м⁻².

НП	Продукт	Дата	Суммарная активность, кБк/кг	Расчетная активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	¹³⁷ Cs, кБк/м ²	Коэфф. перехода
Белынковичи	строчки	26-май-86	3.97	455	7	65
	строчки	03-июн-86	0.97	132	7	13

Вполне резонно полагать, что уже для строчков воздушный путь загрязнения был не единственным, и коэффициент перехода определялся как воздушным, так и корневым поступлением радионуклидов в плодовое тело грибов^{§§}.

В табл. 30 приведены основные параметры выборок за отдельные годы по коэффициентам перехода, полученные из баз данных Костюковической СЭС (период с 1986 по 1990) и в Брянском ЦГСЭН (1986 и 1997-98 гг).

Табл. 30. Параметры выборок по КП для грибов всех видов, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²).

Источник информации	Год	число проб	среднее	стандарт. Отклонение	среднее геометр.	квартиль 1	квартиль 3
с в е ж и е							
Брянская СЭС	1986	20	12.0	9.0	9.2	5.6	15.7
Брянская СЭС	1997-98	619*)	18.5	26.4	9.3	3.8	18.5
Костюковичи, ДП-100	лето 1986	30	35.2	47.3	14.6	4.8	47.0
Костюковичи, КРВП	1986	22	10.6	16.6	4.4	1.7	8.8
Костюковичи	1987	18	12.3	11.2	7.2	4.9	17.7
Костюковичи	1988	13	12.6	14.2	6.8	4.7	10.4
Костюковичи	1990	100	15.0	19.3	7.2	3.2	16.4
с у х и е							
Брянская СЭС	1986	9	55	31	45	23	79
Костюковичи	1986	37	72	63	42	20	117
Костюковичи	1988	18	36	35	21	13	51

*) в выборке использованы средние значения по 119 НП

Промежуточные годы по Брянской области нашли свое отражение в табл. 19. Две причины послужили основанием для объединения различных видов грибов в единую выборку. Первая связана с маленькой статистикой проб по отдельным видам. Вторая причина исходит из цели настоящей работы — оценить дозовые нагрузки. При неизвестном потреблении отдельных видов грибов местным населением не возникает необходимости в подробной дифференциации проб. Кроме того, в рабочих журналах примерно в 30-40% случаев не отмечен вид грибов. Мы полагаем, что выполненная авторами работа по определению влияния видовых особенностей на коэффициент перехода, табл. 19 [Шутов, 1998] может служить ориентиром, как для проведения защитных мероприятий, так и для формирования представлений. Средняя величина КП ¹³⁷Cs для всех 3198 грибных проб из западных районов Брянской области, определенная из данных табл. 19, составляет 17.8 (Бк·кг⁻¹)/(кБк·м⁻²), что довольно близко к значениям из рассматриваемой нами таблицы.

Рассмотрим еще ряд примеров по загрязнению грибов. В обзорной работе белорусских и русских исследователей приведены коэффициенты перехода ¹³⁷Cs в разные виды грибов в после чернобыльский период [Ktnigsberg, 1996], табл. 31.

^{§§} Для грибов характерно и контактное поверхностное загрязнение, долю которого в каждом конкретном случае без специальных исследований определить весьма сложно.

Табл.31. Некоторые статистические параметры по коэффициенту перехода ^{137}Cs в разные виды грибов, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$.

Вид грибов	Россия, 1986-94 гг.			Беларуссия, 1989-90			Беларуссия, 1994		
	среднее	медиана	станд.откл.	среднее	медиана	станд.откл.	среднее	медиана	станд.откл.
Белый гриб	7.3	4.6	7.2	7.8	6.4	6.0	13.9	9.9	11.0
Зеленушка	11.0	5.7	11.0	8.4	5.9	7.3	43.7	44.0	25.0
Лисичка желтая	6.2	4.6	5.8	8.6	5.2	10.4	11.7	6.8	14.6
Масленок	32.0	23.0	26.0	98.3	90.1	68.3	41.7	32.9	33.4
Опенк осенний	1.6	1.2	1.5	7.4	7.9	4.2	4.8	3.4	4.6
Подберезовик	15.0	10.0	17.0	46.4	40.0	57.2	48.9	35.0	72.9
Польский гриб				110.6	99.1	50.9	83.6	81.2	74.4
Сыроежка	10.0	6.3	10.0	28.3	17.0	42.7	50.3	25.6	74.8

Отметим, что для распределений предрасположенных к логарифмически нормальным, значения медианы и среднегеометрического близки между собою. Поскольку речь все время в нашей работе идет именно о таких распределениях позволительно сравнивать значения этих параметров, которые вместе со стандартным отклонением в наибольшей степени характеризуют рассматриваемые выборки.

Из результатов табл. 31 заслуживают внимание аномально высокие значения коэффициентов для польского гриба и маслят, отобранных в Беларуси. Для России значения коэффициента перехода для этих видов грибов также находятся в верхней части таблицы №19, но абсолютные значения, например, медианы распределения примерно в 3 раза ниже. К сожалению, мы не имеем возможности ознакомиться с методикой пробоотбора и подготовкой проб к измерению в обоих случаях и потому вынуждены только констатировать имеющиеся расхождения. Добавим сюда также и еще одно сомнение, связанное с тем, что нельзя исключить из выборок белорусских коллег данных служб санитарного надзора, к которым требуется особенно внимательное отношение. Очень часто в измерениях СЭС можно встретить пробы с высокими уровнями загрязнения, принесенные жителями, проживающими в относительно благополучных районах. В условиях, когда место отбора пробы довольно неопределенно (а это как раз более всего относится к грибам и часто к лесным ягодам) для получения коэффициента перехода пользуются плотностью загрязнения в месте проживания жителя. Это довольно распространенная ошибка обработки данных СЭС.

Самый низкий коэффициент отмечен для опенка осеннего. Ряд авторов отмечает, что коэффициент перехода в белый гриб ниже, чем в другие виды грибов [Hogina, 1988]. В Финляндии КП для белых грибов находится в пределах от 0.8 до 20 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, а для лисичек — от 6.1 до 13.0 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$ [Rantavaara, 1990]. Mascanzoni для этих же видов приводит следующие средние данные [Mascanzoni, 1990]:

Белые грибы — 5.0 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$; лисички — 14.0 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$.

Почти все авторы, исследующие загрязнение грибов после чернобыльских выпадений не отмечают достоверно определяемой временной зависимости за первые 10 лет после аварии.

По мнению А.И. Щеглова “в первые 1-2 года удельная активность грибов относительно невысока и определяется, в основном, внешним загрязнением плодовых тел, о чем свидетельствует близость радионуклидного состава их загрязнения с таковым радиоактивных выпадений. Через 2-3 года, когда основное количество радионуклидов в почве перемещается в ферментативный слой подстилки O2, густо переплетенный гифами грибов, наблюдается относительный максимум накопления ^{137}Cs в последних. В последующие годы динамика характеризуется трендом снижения КП ^{137}Cs в грибы” [Щеглов, 1999]. Дальше автор оговаривает, что это только общая схема в динамике КП, а в отдельные годы или в отдельных местах возможны отклонения как так и в другую сторону от общих закономерностей. Однако, что касается первых двух лет, то убедительных экспериментальных доказательств все же явно не достаточно. Кроме того, для российских территорий, фигурирующих в большинстве исследований, загрязненных в результате сильных дождей, вымывших радионуклиды из радиоактивного облака, уже в начальный период значительная часть радионуклидов попала с водой в слой O2. Сам же автор, чтобы сгладить влияние различных факторов предлагает рассматривать средние многолетние величины КП, табл. 32.

Табл. 32. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в различные виды грибов лесов 30-километровой зоны ЧАЭС [Щеглов, 1999, (табл.41)].

Название		(Бк/кг сух.веса ^{***})/(кБк/м ²)		
русское	латинское	среднее	мин	макс
Дождевик	<i>Lycoperdon perlatum</i>	35.1	11.4	56.2
Лисичка желтая	<i>Cantharellus cibarius</i>	36.8	18.0	63.8
Говорушка	<i>Clitocybe</i>	64.9	18.6	102
Опенок осенний	<i>Armillariella mellea</i>	77.3	6.2	200
Подосиновик	<i>Leccinum aurantiacum</i>	173	23.0	440
Белый гриб	<i>Boletus edulis</i>	189	58.0	320
Мухомор красный	<i>Amanita muscaria</i>	194	22.0	600
Груздь черный	<i>Lactarius necator</i>	285	46.0	1080
Подберезовик	<i>Leccinum scabrum</i>	367	102	960
Сыроежка пищевая	<i>Russula vesca</i>	421	6.0	1400
Гиднум выемчатый	<i>Hydnum repandum</i>	511	32.4	680
Волнушка	<i>Lactarius torminosus</i>	884	38.0	1388
Свинушка тонкая	<i>Paxillus involutus</i>	1065	9.0	3000
Польский гриб	<i>Xercomus badius</i>	1153	1040	1280
Горькушка	<i>Lactarius rufus</i>	1225	20.0	3000

Отсутствие числа проб каждого вида затрудняет полноценный анализ этого материала, но основные качественные выводы можно сделать. Межвидовые различия в целом такие же, как и в табл. 19. Самые высокие коэффициенты перехода для горькушки, польского гриба и свинушки, а самые низкие КП – для дождевика, лисички и опенка осеннего. Величина размаха между КП для горькушки и дождевика равна 35 по сравнению с 16 для Брянской области, но это скорее не противоречие, а характеристика чувствительности подобных анализов.

Из всех результатов табл.32 обращает на себя внимание крайне узкое распределение для польского гриба. Возможно, это объясняется очень маленькой статистикой. Интересно, что уже в следующей таблице (табл.42), где рассматривается накопление ^{137}Cs польским грибом только в 5-километровой зоне ЧАЭС, КП изменяется от 900 до 6000 (Бк/кг сух.веса)/(кБк/м²) при среднем значении 3000 (Бк/кг сух.веса)/(кБк/м²) [Щеглов, 1999]. Заметим, однако, что вариабельность плотности загрязнения в местах отбора грибов была весьма значительной от 400 до 10000 кБк/м². И это последнее обстоятельство только запутывает картину, которую мы собираемся воссоздать.

Влияние фактора почвенной среды на КП для одних и тех же видов грибов, произрастающих на участках с примерно одинаковой плотностью загрязнения, но в различных почвенно-экологических условиях продемонстрировано в табл.33 [Щеглов, 1999].

Табл.33. Влияние экологических условий произрастания на накопление ^{137}Cs различными видами грибов (по данным на 1990 г.), (Бк/кг сух.веса)/(кБк/м²).

Название		Ландшафт	
русское	латинское	Элювиальный	аккумулятивный
Дождевик	<i>Lycoperdon perlatum</i>	11.4	30
Опенок осенний	<i>Armillariella mellea</i>	8.2	200
Сыроежка пищевая	<i>Russula vesca</i>	12.4	920
Гриб зонтик пестрый	<i>Macrolepiota procera</i>	26	44
Груздь черный	<i>Lactarius necator</i>	48	380
Говорушка	<i>Clitocybe</i>	78	360
Свинушка тонкая	<i>Paxillus involutus</i>	200	4200
Волнушка	<i>Lactarius torminosus</i>	380	340

Таким образом, почвенно-экологический фактор может на порядок величины влиять на КП ^{137}Cs для грибов.

*** Образцы проб высушивались при температуре 105°C.

Зависимость коэффициента перехода ^{137}Cs в грибы в зависимости от типа почв была отмечена и белорусскими исследователями [Ktnigsberg, 1996]. В табл. 34 для ряда грибов даны основные параметры выборок, отобранных с автоморфных и гидроморфных почв.

Табл.34. Статистические параметры выборок по коэффициенту перехода ^{137}Cs в разные виды грибов, собранные с автоморфных и гидроморфных почв, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²).

Вид грибов	Автоморфные почвы				Гидроморфные почвы			
	Число проб	среднее	медиана	станд.откл.	Число проб	среднее	медиана	станд.откл.
Белый гриб	279	14.8	13.8	5.3	194	41.6	40.4	7.1
Зеленушка	208	8.4	7.3	4.7	167	14.9	14.3	4.8
Лисичка желтая	311	7.7	5.7	6.3	341	10.7	9.3	5.9
Польский гриб	221	56.2	51.6	20.8	183	122.4	116.1	34.8

Как видно из данных табл. 34 коэффициент перехода в грибы на гидроморфных почвах выше, чем на автоморфных в 2÷3 раза.

Приведем данные по коэффициентам перехода ^{137}Cs в лесную продукцию, полученные в ареале НП Рокитно и Старое село Ровенской области. Это область Белорусско-Украинского полесья, для которой отмечались аномально высокие коэффициенты накопления данного нуклида, например, в пастбищной траве [Марей, 1974; Мухин, 1976]. В табл. 35 приведены статистические параметры выборок для грибов и лесных ягод [10 лет, Украина, 1996].

Табл.35. Параметры выборок по коэффициентам перехода ^{137}Cs в грибы и ягоды Ровенской области, Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²).

Продукт	Коэффициент перехода		
	Миним.	Среднее	Максим.
Грибы	57	83	109
Ягоды	4	10	18

Из данных табл. 35 видно, что на легких почвах полесья коэффициенты перехода в грибы выше, чем даже для гидроморфных почв (за исключением польских грибов).

Подведем некоторые итоги. Воздушное загрязнение грибов вследствие Чернобыльской аварии не зафиксировано. Поступление радиоактивных веществ в плодовое тело корневым путем или посредством пиноцитоза^{†††} [Гродзинский, 1989] фактически не зависит от времени после аварии (рассматривается период продолжительностью 12 лет), а определяется свойствами водного питания почвы и еще в большей степени видом гриба. Различия между автотрофными и гидроморфными почвами оцениваются величиной 2÷3 раза. Межвидовые различия достигают двух порядков величины. Полагаем, что дело здесь не столько в физиологической специфике отдельных видов, а в сложившемся в результате эволюции приспособлении к микроландшафту. Так, например, мицелий польского гриба более комфортно себя чувствует во влажном мху, а белый гриб или зеленушки часто растут на быстро просыхающих открытых для солнечных лучей местах, да к тому же и на более легких почвах. Мицелий маслят прячется в толстом слое хвои под тяжелыми лапами елей и сосен, где влага дольше сохраняется в верхнем слое.

"Выявлены широкие вариации коэффициентов перехода ^{137}Cs в грибы в зависимости от погодных условий года. Его величина положительно коррелирует с количеством атмосферных осадков в период вегетации" [Тихомиров, 1997].

Естественно, потребление одних видов грибов традиционно превалирует над другими. К самым распространенным видам, используемым в пищу местным населением, следует отнести белый гриб, лисички и грибы из семейства трихоломовых (рядовки, зеленушки, серушки, курочки, опята). Средневзвешанное значение коэффициента перехода для грибной корзины оценивается величиной близкой к 9 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²), а разброс значений этого коэффициента, с точки зрения последующих

^{†††} (от греч. *pinō*-пить, впитывая; и *kytos*-клетка), захват клеточной поверхностью и поглощение клеткой жидкости. При пиноцитозе поглощаемая капля жидкости окружается плазматической мембраной, которая смыкается над образовавшимся пузырьком (диаметром от 0.07 до 2 мкм), погруженным в клетку.

дозовых оценок, — от 4 до 20 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²), хотя для отдельных мест (или отдельных диет) можно встретить и довольно высокие значения КП = 80÷100 Бк·кг⁻¹/(кБк·м⁻²).

Деревья

Наибольшее распространение в районах загрязнения имеют сосна (*Pinus exelsa*) и береза (*Birch Betula*). Первая порода используется, главным образом, как строительный материал, а вторая для отопления сельских домов. Хвоя сосны используется для приготовления кормовой муки. Дозовые нагрузки могут быть реализованы также за счет использования живицы, смолы, скипидара, древесного угля; часть населения употребляет в пищу березовый сок. Этот ряд может быть и продолжен. Мы в своем исследовании остановимся на ведущих факторах возможного радиационного воздействия.

Уровни радиоактивного загрязнения

Исследования закономерностей удельного радиоактивного загрязнения древесных растений (УРЗР) радионуклидами начаты в середине 50-тых годов. За это время получены обширные данные о факторах, влияющих на коэффициенты накопления и перехода радионуклидов из почвы в различные органы древесной растительности, однако проблема в значительной мере остается не решенной. К числу слабоизученных вопросов относятся: причины сезонных и межгодовых колебаний УРЗР, перераспределение радионуклидов в органах растений, механизмы разного УРЗ растений в зависимости от их видового состава и некоторые другие проблемы.

Значительная вариабельность коэффициента перехода даже для одного вида растительности имеет свои причины, к которым в настоящее время относят:

- ◇ влияние целого набора агроклиматических факторов [Моисеев, 1976, 1990, 1994; Санжарова, 1994; Тулин, 1994 и др.];
- ◇ специфические механизмы сорбции отдельных радионуклидов и особая роль некоторых групп глинистых минералов [Cremers, 1988; Коноплев, 1998]
- ◇ кислотность почвы (РН) и уровень окислительно восстановительного потенциала (Eh) [Почвоведение, 1988; Руководство, 1994; Sulba, 1987, Dependence, 1988; Marazitis, 1992 и др.];
- ◇ текущие погодные условия (за предыдущие несколько дней) [Богачев, 1997].
- ◇ колебания концентрации почвенного раствора [Бондарь, 1992; Снакин, 1989].

Раскрытие возможных механизмов действия вышеперечисленных факторов по отношению к переходу ¹³⁷Cs в растения уделяется значительное место в работе А.В. Богачева [Богачев, 1997]. В работе А.И. Щеглова на большом экспериментальном материале подробно рассмотрены отдельные факторы, влияющие на величину КП [Щеглов, 1999]. В настоящей работе не представляется возможным дать даже краткий обзор всему накопившемуся экспериментальному материалу по загрязнению древесной растительности радионуклидами. Назовем только еще несколько работ, чьи выводы использовались нами при выполнении настоящего исследования [Алексахин, 1977; Мамихин, 1991; Моисеенко, 1991 и 1993; Богачев, 1994; Чилимов, 1995].

Минимальные и максимальные УРЗ древесных растений.

При рассмотрении накопления радионуклидов древесными породами необходимо подчеркнуть, что каждый инцидент связанный с попаданием радиоактивных веществ во внешнюю среду имеет свою специфику, которая может оказывать влияние на уровни загрязнения, как отдельных структурных частей, так и растения в целом. А для серьезных инцидентов, таких как, например, авария на ЧАЭС ситуация может быть различной на разных радиоактивных следах. Поясним сказанное на известных примерах. Так для западного следа особенно в ближней зоне в составе выпадений отмечено значительное (по активности) количество труднорастворимых топливных частиц, матрица которых в основном состояла из UO₂ [Процак, 1996]. Древесным ярусом лесных экосистем на этом следе задержано от 60 до 80 % радиоактивных выпадений [Щеглов, 1999]. Высокая доля поверхностного загрязнения отдельных структур древостоя на многие годы определила загрязнение коры, а физико-химические свойства частиц предопределили динамику ее очищения. На других следах, где наблюдалось сухое осаждение примеси,

степень задержания радионуклидов хвойными деревьями могла достигать до 90 %, а динамика очищения коры была другой, поскольку так называемая конденсационная составляющая имела иные физико-химические свойства. И совсем другая картина наблюдалась на значительной части территории Белоруссии и России, где основная доля радиоактивных частиц была вымыта из радиоактивного облака сильными дождями. В этом случае первичное загрязнение даже хвойных деревьев в ряде мест не превышало 20 %, что соответственно должно было сказаться на вкладе загрязненности коры в общее загрязнение древостоя с того момента, когда началось корневое поступление в растения.

Другим важным моментом является методология исследований. Когда она направлена на выявление механизмов поведения радионуклидов в той или иной системе, то мы получаем приращение наших знаний необходимых для того, чтобы сделать нужные оценки при изменении параметров системы или внешних по отношению к ней факторов. В случае же, когда изучаются корреляционные зависимости эффекта (например, удельной концентрации ^{137}Cs в древесине) от отдельных внешних факторов или параметров системы, мы получаем корзину полумпирических соотношений справедливых для отдельных частных сценариев. В последнем случае, особенно если связи в системе достаточно сложны и запутаны, сделать корректный прогноз значительно сложнее. На практике используются обе методологии, но доля второй пока заметно превалирует.

Отдельные части древесных растений по степени убывания уровней загрязнения ^{137}Cs располагаются по наблюдениям многочисленных авторов также, как и по удельной концентрации калия [Богачев, 1997 и др.]:

листья, хвоя > кора > корни > генеративные органы > древесина.

В отдельных ситуациях хотя и отмечены некоторые перестановки в данном ранжированном ряду, тем не менее, в большинстве случаев соблюдается указанная закономерность. На наш взгляд было бы правильнее разделить два процесса: начальное поверхностное загрязнение дерева радионуклидами и корневое поступление радионуклидов в различные структурные части растения.

Несколько иной, но в целом близкий ряд приводит в своей работе А.И. Щеглов, табл. 36. В этой же таблице приведено сравнение КП ^{137}Cs для различных пород [Щеглов, 1999].

Табл. 36. Диапазон колебаний КП ^{137}Cs в различные виды древостоя лесов (на 1992 г.), (Бк/кг абс.сухой массы/(кБк/м²))

Дерево	древесина	кора		ветви		хвоя (прирост)/ листья	генеративные органы
		внутренняя	наружная	крупные	мелкие		
сосна	0.04÷6.1	0.4÷87	1÷18.1	0.2÷8	0.2÷28.8	0.4÷111	0.9÷88.5
ель	0.05÷1.5	2.2÷24.8	3.4÷20	0.7÷11.7	1÷12.5	1.6÷25.7	1.2÷2.4
береза	0.05÷7.4	0.3÷23	0.8÷11.8	0.2÷10.3	0.4÷34.2	0.5÷55.3	
дуб	0.10÷4.7	0.2÷19.8	12.5÷28.6	0.6÷10.3	0.2÷17.6	0.3÷37.5	
осина	0.02÷1.9	0.09÷13.2	5.7÷30.6	0.3÷3.8	0.06÷6.5	0.1÷24.3	
ольха	0.5÷2.7	5.4÷10.4	9.2÷37.3	3.5÷8.9	5.8÷13.5	4.9÷13.1	
липа	0.2	0.5	9.9÷11.6	1.2÷2.1	0.3	0.5	0.6

В этой же работе проводя ранжирование древесных пород по КП, автор отмечает, что “максимальные величины накопления ^{137}Cs отмечаются в древесине ольхи черной. По концентрации данного нуклида она превосходит дуб в 3 раза, а другие породы — почти в 10 раз. Осина и дуб накапливают в древесине примерно в 3-4 раза больше ^{137}Cs , чем сосна и ель. Повышенное содержание ^{137}Cs наблюдается также у березы, хотя отличия по этому показателю у березы по сравнению с елью и сосной меньше, чем у дуба.” [Щеглов, 1999]. Отметим, что такое сравнение различных пород в широколиственных-хвойных лесах автоморфных ландшафтов, где диапазон колебаний КП сравнительно мал.

Утилитарность решаемой нами задачи позволяет резко сузить круг рассматриваемых проблем и сконцентрировать внимание только на коэффициенте перехода ^{137}Cs в древесину и хвою. Другие радионуклиды в меньшей степени интересны, поскольку одни (изотопы Ru и Ce Sb) относительно короткоживущие, чтобы создавать значимую дозу при постройке дома из загрязненной древесины, а другие, как, например, ^{90}Sr не являются гамма-излучателями.

На основе обобщения материалов многочисленных исследований, [Лесное, 1995; Лес, 1994; Богачев, 1997 и др.], получены минимальные, медианные и максимальные значения коэффициенты перехода ^{137}Cs в древесину, кору и хвою, которые представлены в табл. 37.

Таблица 37. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в отдельные части сосны в $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$.

Древесина			Кора			Хвоя, листья		
мин	медиана	макс	мин	медиана	макс	мин	медиана	макс
0.04	0.64	6.6	1.0	8.5	56	0.4	10	111

Из табл.37 следует, что "значения коэффициентов перехода меняются в весьма широких пределах. Это обстоятельство в значительной мере обесценивает такую защитную меру, как зонирование территории по плотности радиоактивного загрязнения почвы. Если учесть, что существующие градации плотности радиоактивного загрязнения почвы по зонам равны 1÷5, 5÷15, 15÷40 и > 40 Ки/км², то соотношение между верхними уровнями загрязнения первой и четвертой зон равно 8, а согласно табл. 34 различия по уровням загрязнения древесины равно более 100. Следовательно, вариация уровней УРЗР более чем в 10 раз перекрывает изменение плотности загрязнения почвы между зонами радиоактивного загрязнения местности. Поэтому они не могут служить средством контроля чистоты сельскохозяйственной и лесной продукции" [Богачев, 1997]. Очевидно, что для последующих оценок дозовых нагрузок на население необходимо учитывать широкую вариабельность параметров.

Для нас важно отметить, что лиственные породы и, в частности, береза имеют средние коэффициенты перехода ^{137}Cs в древесину примерно в 2÷6 раз более высокие, чем сосна (см., например, табл. 25, а также [Тихомиров, 1994]). А концентрация ^{137}Cs в хвое сосны в одинаковых условиях примерно в 10÷15 раз превышает загрязнение окоренной древесины.

Несколько замечаний по поводу темпов очищения надземной части загрязненных древостоев. В работе [Тихомиров, 1994] "*период полуочищения, т.е. время, в течение которого 50% активности радионуклидов из крон переместилось на поверхность лесной подстилки, составил в зоне ЧАЭС от трех недель до одного месяца. Спустя три месяца после аварии основная часть (80%) радионуклидов переместилась под полог леса*". Во-первых, под зоной ЧАЭС авторами, видимо, понимается ближайшая к АЭС территория, радиусом не более 10÷15 км. Эта именно та зона, где доля топливной компоненты весьма значительна. Во-вторых, речь, по-видимому, идет о суммарной активности радионуклидов, а учитывая существенную роль короткоживущих изотопов в общей активности, можно полагать, что нуклиды не столько перемещались из крон на подстилку, сколько попросту распались. Об этом, в частности, пишут и сами авторы: "*В отличие от этого, в условиях осенних выпадений (кыштымская авария) естественная дезактивация крон была замедлена. Период полуочищения надземной части древостоев в этих условиях составил не менее 6 месяцев*". Не совсем понятно при чем здесь смена сезона, поскольку речь идет явно о хвойных лесах. А вот то, что радионуклидный состав выпадений при Кыштымской аварии был иным сказать необходимо. Там в выпадениях присутствовали два ведущих гамма-излучателя: $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$ и $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, доля которых составляла — 66 и 24.5% соответственно [Никипелов, 1989; Романов, 1996 и др.].

Вернемся к результатам табл. 10. В мае 1986 г. всего два результата. Коэффициент перехода ^{137}Cs в хвою на это время находился в пределах 200÷290 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, что соответствует, примерно 60÷85% задержанной активности. В середине июля значение коэффициента снизилось примерно вдвое: по данным табл. 10 до ≈150 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, а по единственному результату для хвои 1985 г. из работы [Радиоактивное, 1995] для ПП11 на конец июля до ≈100 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, в пересчете на сырой вес хвои. Т.о. по нашим оценкам период полуочищения хвои предыдущего года от изотопов цезия за первые два месяца после первичного сухого загрязнения составил около 2-х месяцев.

Через год по данным табл. 10 уровень загрязнения хвои 1985 г. изотопами цезия снизился в 4÷5 раз, а по данным табл. 12 до 10 раз. Ограниченный объем экспериментальных результатов требует осторожности в интерпретации сделанных оценок.

Остановимся кратко еще на двух наблюдениях, сделанных по результатам табл. 12. Хвоя 86 года через довольно непродолжительное время стала примерно вдвое чище хвои 1985 г., по всей вероятности за счет прироста биомассы. Для районов с мокрым выпадением радионуклидов через год после аварии хвоя как 1985 г., так и 1986 г. была примерно вдвое чище, чем на территориях с сухим осаждением нуклидов.

В последующие годы загрязнение хвои шло за счет корневого поступления и зависело, как сказано выше, от множества факторов. Некоторую информацию о динамике загрязнения хвои в последующие годы можно получить из книги Щеглова [Щеглов, 1999].

По степени загрязнения древесную продукцию можно расположить в следующий ряд [Щеглов, 1999]:

древесный уголь > горбыль > древесина > брус > живица > смола > скипидар.

ОЦЕНКА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК ОТ ОТДЕЛЬНЫХ КОМПОНЕНТ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ И ИХ ВКЛАД В СУММАРНУЮ ДОЗУ ОБЛУЧЕНИЯ.

Дозовые нагрузки на население обусловлены естественным радиационным фоном, а также источниками антропогенного происхождения. В дочернобыльский период вклад различных источников в суммарную годовую дозу на территории СССР представлен в табл. 38 [Воробьев, 1977; Доклад, 1977].

Табл. 38. Вклад различных источников в суммарную годовую дозу облучения населения СССР.

Источник облучения	Средняя эффективная доза, мкЗв	Вклад в суммарную дозу, %
Естественные	1700	67.7
Медицинские (диагностические) обследования	720	28.7
Радиоактивные выпадения продуктов ядерных взрывов	20	0.8
Потребительские товары (часы, телевизоры)	12	0.5
Доза, получаемая при трансатлантическом перелете	50	2
Использование фосфатных удобрений	0.2	0.007
Газоаэрозольные выбросы АЭС с реакторами ^{***}		
ВВЭР-440	9.3	0.4
ВЭР-1000	0.5	0.02
РБМК-1000	57	2.2

Авария на Чернобыльской АЭС

Можно выделить несколько источников радиационного воздействия чернобыльских выбросов на население. Во-первых, внешнее облучение от проходящего радиоактивного облака. Во-вторых, внутреннее облучение, связанное с ингаляционным поступлением осколочных и топливных радионуклидов в момент их выпадения. Среднее время жизни источников этого типа составляет от нескольких часов до нескольких суток.

В-третьих, внутренне облучение щитовидной железы радиоизотопами йода, поступившими с продуктами питания (молоко, свежие овощи) в течение от нескольких дней до 2-х месяцев после выпадений.

Главными источниками длительного радиационного воздействия (по крайней мере до 100 лет) на население являются гамма-излучающие радионуклиды, выпавшие на почву, а также радиоактивные изотопы с периодом полураспада более 1 года (прежде всего цезия и стронция), поступающие в организм с загрязненными продуктами питания.

Еще одним источником являются “сверхдолгоживущие” трансурановые элементы Pu-238,239,240 и Am-241.

В сферу наших интересов попадают источники 4-ой группы, т.е. такие долгоживущие радионуклиды, как ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹²⁵Sb, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs и ¹⁴⁴Ce.

^{***} Среднегодовая эффективная доза за период с 1980 по 1985 гг. на население ближайшего населенного пункта [Панченко, 1987]

В целях более яркого выявления роли исследуемого фактора — влияния компонент лесных экосистем на суммарную дозу облучения, сделаем ряд предположений, не изменяющих принципиально существо вопроса. Так мы будем рассматривать только взрослое население, работающее преимущественно вне помещений (1-ая группа), постоянно проживающее в деревнях и селах, в домах деревянной конструкции. С точки зрения радиационной гигиены это так называемая критическая группа населения. И хотя на первый взгляд может показаться, что выбор не совсем удачен, т.к. население, работающее большей частью внутри помещений (2-ая группа), к тому же проживающее в каменных домах, определено будет получать меньшую дозу внешнего облучения, мы полагаем, что именно 1-ая группа — наименее социально защищенное население, в большей степени ориентировано на использование и потребление лесной продукции и вклад ее в общую дозу может быть соответственно наибольшим. Отметим также, что для рассматриваемого сельского населения 1-ая группа является наиболее многочисленной.

Доза внешнего облучения.

Расчет эффективной дозы внешнего облучения выполним в соответствии с действующими в РФ методическими указаниями [Методические, 1996].

Выражение для мощности эффективной дозы $E_{ext,i}(t)$ у представителей i -ой группы взрослого населения в этот период имеет вид:

$$E_{ext,i}(t) = D(t) \cdot C_E \cdot K_C \cdot R_i(t) \quad \text{мкЗв/сут,} \quad (3)$$

- где $D(t)$ — мощность поглощенной дозы в воздухе на высоте 1 м над открытым целинным участком почвы, мкГр/сут;
- C_E — коэффициент перехода от поглощенной дозы в воздухе к эффективной дозе у взрослого человека, равный 0.75 мкЗв/мкГр;
- K_C — параметр, характеризующий влияние снежного покрова на величину эффективной дозы в зимний период времени, принятый равным 0.8 отн.ед.;
- $R_i(t)$ — фактор уменьшения дозы внешнего облучения у i -ой группы населения в антропогенной среде, отн. ед.

Для расчета мощности дозы в воздухе используют следующее соотношение:

$$D(t) = 0.024 \cdot r(t) \cdot \sigma_0^{137} \cdot \sum_l \left(\frac{\sigma_0^l}{\sigma_0^{137}} \right) \cdot d_s^l \cdot \exp(-\lambda_l \cdot t) \quad (4)$$

- где $r(t)$ — функция, описывающая влияние миграции радионуклидов в почву на величину мощности дозы:

$$r(t) = p_1 \cdot \exp\left(-\frac{0.693}{T_1} \cdot t\right) + p_2 \cdot \exp\left(-\frac{0.693}{T_2} \cdot t\right) \quad (5)$$

$$p_1=0.4; p_2=0.42; T_1=550 \text{ дней}; T_2=18250 \text{ дней}^{\text{§§§}};$$

- σ_0^{137} — плотность загрязнения почвы цезием на момент аварии, кБк/м²;
- σ_0^l — плотность загрязнения почвы l -м радионуклидом на момент аварии, кБк/м²;
- d_s^l — удельная мощность дозы в воздухе гамма-излучения l -го радионуклида, в виде плоского изотропного источника расположенного на границе раздела воздух-земля, (нГр/час)/(кБк/м²);

^{§§§} вообще говоря, значения этих параметров зависят от типа почв. В частности, при расчете миграции изотопов цезия в сосновых лесах мы использовали $p_1=0.4; p_2=0.6; T_1=5600; T_2=20000$

- λ_1 — постоянная радиоактивного распада l-го радионуклида, сут⁻¹;
 t — время с момента окончания выпадений, сут.

Соотношения (3) и (4) универсальны, хотя авторы методики и предлагают после 1-года после аварии немного упрощенную формула для расчета, которой мы также воспользуемся, чтобы не отходить от требований официальной методики****.

Динамика фактора $R(t)$ учитывается в методике следующим образом: для первого года его значения затабулированы для 3-х периодов и двух групп взрослого населения (лиц, работающих преимущественно вне помещений — 1 группа, и лиц, работающих преимущественно внутри помещений — 2 группа). В последующие годы зависимость среднегодового значения фактора $R_i(t)$ аппроксимируется выражением:

$$R_i(t) = a \cdot \exp(-b \cdot t) + c \quad (6)$$

Где a , b и c — параметры, зависящие от типа НП, типа жилого здания и профессии человека. Их значения приводятся в методике.

В первый год, как уже отмечалось выше (рис. 3), доза внешнего облучения во многом определяется радионуклидным составом выпадений. Так для НП Масаны и Чудяны удельная эффективная доза внешнего облучения за первый год после аварии (до 30.04.1987), рассчитанная по формулам (3) и (4), могла составить 89.5 и 14.5 мкЗв/(кБк·м⁻²) ¹³⁷Cs. Для удобства сравнения все последующие дозовые оценки будем также нормировать на единичное загрязнение почвы ¹³⁷Cs, сложившееся на момент радиоактивных выпадений. Как видно из приведенных цифр, влияние РСВ в первый год весьма существенно и различия между значениями составляют более 6 раз. Но уже, начиная со второго года дозы внешнего облучения для выбранных НП (а эти населенные пункты находятся на противоположных полюсах по РСВ) почти выравниваются, а с третьего года становятся неразличимыми. Через 12 лет годовая доза внешнего облучения от выпавших в результате аварии на ЧАЭС радионуклидов составит примерно 1.3 мкЗв/(кБк·м⁻²) ¹³⁷Cs.

Доза внутреннего облучения.

Расчет эффективной дозы внутреннего облучения той же группы населения можно было бы выполнить также в соответствии с действующими в РФ методическими указаниями [Методические, 1996]. В самом общем виде доза внутреннего облучения E_{int} оценивается по поступлению смеси l-х радионуклидов по соотношению:

$$E_{int}(t_1, t_2) = \sum_l dk_l \cdot \int_{t_1}^{t_2} I_l(t) dt \quad (7)$$

где dk_l — дозовый коэффициент для пищевого поступления l-го нуклида в организм взрослого человека, Зв/Бк;

$I_l(t)$ — суточное поступление l-го нуклида в организм с пищей, Бк/сут.

Суточное поступление нуклидов в организм складывается из поступления с различными продуктами — компонентами рациона, с учетом потерь нуклидов при кулинарном приготовлении:

$$I_l(t) = \sum_p \eta_{lp} \cdot C_{lp}(t) \cdot V_p \quad (8)$$

где: η_{lp} — коэффициент потерь l-го нуклида при приготовлении p-го пищевого продукта, отн. ед.;

$C_{lp}(t)$ — удельная активность l-го нуклида в p-ом пищевом продукте, Бк/кг(л);

V_p — суточное потребление p-го продукта кг(л)/сут.

**** Расчет по формулам (3) и (4), например, за второй год дает— 6.9 мкГр/год для Чудян и 8.04 мкГр/год для Масанов, по сравнению с 7.3 мкГр/год для обоих НП по упрощенной формуле.

В ходе радиационного мониторинга внутреннего облучения населения, проживающего на загрязненных территориях, учреждениями и органами Госсаннадзора, Минсельхоза и ВАСХНИЛ, Минздрава и РАМН, а также других ведомств проводились широкомасштабные измерения содержания радионуклидов как в пищевых продуктах, так и в организме жителей. Авторы методических указаний считают, что данные по содержанию изотопов цезия в организме жителей, измеренные с помощью СИЧ, наиболее тесно связаны с дозой внутреннего облучения. Отдавая приоритет измерениям на установках СИЧ, авторы в случае отсутствия достаточного числа измерений на СИЧах и по продуктам питания рекомендуют оценивать среднегодовую дозу внутреннего облучения по соотношению:

$$E = \sum_l dk_l \cdot \sum_{j=n-1}^n y_j \quad (9)$$

где y_j — среднегодовое поступление l -го радионуклида в организм человека в j -ый год;

Значения dk_l могут быть взяты, например, из НРБ-96. "Алиментарное среднее годовое поступление стронция-90 и изотопов цезия в организм жителей загрязненной территории с полным рационом эквивалентно потреблению ими молока (эквивалент продуктов животного происхождения) и картофеля (эквивалент продуктов растительного происхождения) в следующих количествах:

Sr-90	Молоко	250 кг
	Картофель	250 кг
Cs-137,134	Молоко	370 кг
	Картофель	370 кг

Среднее годовое поступление радионуклида в организм жителей конкретного НП с пищей рассчитывается по формуле:

$$Y_j = V_m \cdot C_m + V_k \cdot C_k \quad (10)$$

где: C_m и C_k , Бк/кг, — средняя удельная активность радионуклида в молоке и картофеле соответственно;

V_m и V_k , кг/год, — среднегодовое потребление каждого из перечисленных пищевых продуктов жителями" [Методические, 1996].

Реальная проблема состоит в том, что получить средние удельные активности радионуклидов в пищевых продуктах весьма сложно. Только в России, в регистре загрязненных территорий значится более 10 тысяч НП. Систематизация собираемой информации об относительных уровнях загрязнения продуктов в выше обозначенных НП до настоящего времени проводится выборочно и не регулярно. Обобщения сделаны для коэффициентов перехода цезия и стронция из почвы в молоко и картофель для различных почв [Методические, 1996]. Если взять, например, дерново-подзолистые супесчаные почвы, весьма распространенные в нечерноземной полосе, то среднегодовое поступление с продуктами животного и растительного происхождения (без грибов и ягод) для территорий с плотностью выпадений по $^{137}\text{Cs} = 1 \text{ кБк/м}^2$, может составить через 10 лет после аварии 44 Бк, что соответствует дозе внутреннего облучения 0,57 мкЗв/год. В этой оценке в неявном виде присутствуют защитные мероприятия, как плановые, такие как, например, перепашка пастбищ, так и стихийные, связанные с самозащитой жителей, которая выражалась в стремлении уменьшить потребление загрязненной продукции.

Для более "чистых" территорий, с плотностью загрязнения менее 200 кБк/м^2 , защитные меры различного характера играли значительно меньшую роль. Однако именно для таких территорий коэффициенты перехода имеют наибольшую неопределенность. Тем не менее на основе анализа ситуации в российских регионах, на Украине [10 лет, 1996] и в Белоруссии [Последствия, 1996], можно полагать, что через 10 лет доза внутреннего облучения за счет продуктов животного и растительного происхождения без учета защитных мероприятий (на дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах) может составлять $1.5 \div 2 \text{ мкЗв}$ на 1 кБк/м^2 начального загрязнения ^{137}Cs .

Для первого года после аварии по оценкам российских специалистов внутренняя доза облучения на территориях, загрязненных менее 555 кБк/м^2 составляла примерно 36 мкЗв на 1 кБк/м^2 начального

загрязнения ^{137}Cs . Оценки, выполненные для ряда НП Украины, в том числе и с использованием данных измерений на установках СИЧ, дали диапазон от 8 до 40 мкЗв на 1 кБк/м² начального загрязнения ^{137}Cs . Белорусские оценки дозы внутреннего облучения дают более низкие значения порядка 8-10 мкЗв на 1 кБк/м². На наш взгляд эти последние оценки являются сильно заниженными.

Продовольственная корзина

Количество грибов и лесных ягод, употребляемых в пищу зависит от многих факторов, к важнейшим из которых относятся: урожайность, возможность сбора в ареале населенного пункта, местные традиции, доход на душу населения. Учет всех этих факторов является к настоящему времени не решенной задачей. Существуют отдельные экспертные оценки и предположения, и фактически наблюдается полное отсутствие статистической информации, относящейся к данной проблеме. Примером таких данных могут служить данные опросов, выполненных в ходе выполнения проекта ЕСП №9 [Strand, 1996], табл. 39.

Табл. 39. Потребление грибов и лесных ягод по данным опроса.

Местоположение	Число опрошенных семей	Число семей	Потребление, кг/год	
			грибы	лесные ягоды
Дубровицы, Ровенская обл., Украина	19	19	17	17
Шеломы и Корчи, Брянская обл., Россия	23	13 10 7 16	0 7.5 - -	- - 0 22

В работе Института радиационной гигиены делается предположение, что лица из критической группы населения потребляют в год 10 кг грибов (в сыром весе) и 5 кг ягод. Мы в своих расчетах будем полагать, что потребление ягод одним взрослым человеком составляет 15 кг, а грибов 10 кг сырого веса.

Кулинарная обработка

В процессе кулинарной обработки продукция из лесной экосистемы теряет часть радионуклидов. Количественно учет таких потерь производится с помощью коэффициента ослабления F_r , численно равного отношению между количеством радионуклида в продукте после обработки и количеством радионуклида в свежем продукте.

Для ягод обычно рассматривают несколько процедур:

- ❖ полоскание, мытье — $F_r=0.8$ [Noordijk, 1992]; $F_r=0.9$ [Kenigsberg, 1996]; мы полагаем, что лесные ягоды, такие как земляника, малина, черника, брусника перед дальнейшим употреблением не моются;
- ❖ приготовление пюре — $F_r=0.6\div 0.8$ [Noordijk, 1992];
- ❖ варка варенья — $F_r=0.65$ [Kenigsberg, 1996];
- ❖ приготовление джема — $F_r=0.5$ [Kenigsberg, 1996];

При использовании лесных ягод как таковой потери радионуклидов не происходит, а наблюдается разбавление чистого продукта водой и сахаром. Поэтому, если рассматривать продуктовую корзину по факту сбора ягод, а не по потреблению готовых продуктов, то коэффициент ослабления фактически не нужен.

Для грибов рассматриваются следующие процессы обработки:

- ❖ чистка и мытье — $F_r=0.8$ [Kenigsberg, 1996];
- ❖ кипячение и слив 1-ой воды — $F_r=0.6$ [Kenigsberg, 1996];
- ❖ кипячение и слив 2-ой воды — $F_r=0.2$ [Kenigsberg, 1996];

- ❖ кипячение и слив 3-ей воды — $F_r=0.2$ [Kenigsberg, 1996];
- ❖ кипячение в 2% растворе NaCl и слив — $F_r=0.2$ [Noordijk, 1992];
- ❖ консервирование — $F_r=0.5$ [Noordijk, 1992];
- ❖ маринование — $F_r=0.3$ [Kenigsberg, 1996];
- ❖ вымачивание сухих грибов и слив воды — $F_r=0.1\div 0.2$ [Noordijk, 1992];
- ❖ жарка — $F_r=0.3$ [Kenigsberg, 1996];

Как мы видим, при приготовлении грибов можно существенно понизить концентрацию ^{137}Cs в съедобной части. Поскольку сырые грибы в пищу, как правило, не употребляются, можно полагать, что в среднем приготовление приводит к потере 60% активности, зафиксированной в свежих грибах и усредненный коэффициент ослабления будет равным 0.4.

Оценка доз внешнего облучения от лесной продукции.

Оценим дозы внешнего облучения от конструкции дома в случае их изготовления из загрязненной древесины. Такая ситуация возможна, главным образом, для переселенцев, переезжающих из стран СНГ, например, на территорию Брянской области.

Пусть дом будет сложен в виде сруба из окоренных бревен диаметров 25 см и длиной 5.6 м. Пусть жилая часть дома будет иметь жилую площадь 25 м^2 , а высота комнаты — 2.5 м. Половые и потолочные доски изготовлены из шпунтованных досок толщиной 50 мм. При этом доски изготовлены из того же леса, что и бревна.

Уровни загрязнения древесины пусть будут соответствовать медианному значению из табл. 34. При этом будем также полагать, что на момент рубки деревьев основное количество цезия находилось в молодых слоях. То, что это предположение близко к действительности подтверждается большинством исследователей (см., например, Nakajima, 1998; Щеглов, 1999). В этом случае с некоторым приближением можно считать, что окоренные деревья были загрязнены поверхностно.

Для рассматриваемого сруба оценка экспозиционной дозы от плоских поверхностных источников выполнялась с помощью пакета "Field", разработанного в ИБРАЭ РАН. Результаты расчетов экспозиционной дозы приведены в табл. 40.

Табл. 40. Мощность поглощенной дозы от поверхностей жилого сруба.

Часть дома	Бк/см ²	Зв/год
<i>передняя часть стены</i>	<i>0.0050</i>	<i>7.2E-08</i>
<i>задняя часть стены</i>	<i>0.0050</i>	<i>3.17E-08</i>
<i>4 стены</i>		<i>4.1E-07</i>
<i>пол</i>	<i>0.00045</i>	<i>2.9E-08</i>
<i>потолок</i>	<i>0.00045</i>	<i>2.1E-08</i>
Весь дом		4.7E-07

Соответственно, доза внешнего облучения взрослого человека, проживающего в таком доме в среднем по 12 часов в сутки составит 0.23 мкЗв/год, Это значение приведено на уровень загрязнения леса в 1 кБк/м^2 по ^{137}Cs на момент загрязнения и оно почти в 5 раз ниже, чем доза от поверхностного загрязнения территории.

Примерно такое же по объему количество древесины (в основном береза), которое пошло на строительство дома, сжигается ежегодно в деревенской печке. Будем для определенности полагать, что это количество равно 10 м^3 . Однако, количество цезия в печке будет уступать количеству этого изотопа в конструктивных элементах, потому что значительная часть вылетит в печную трубу. А та часть, которая осела на поверхность дымоходов и лежит некоторое время в виде золы в топке и зольнике будет иметь лучшую защиту по сравнению с изотопами расположенными на поверхности стен. Следовательно эффект защиты еще снизит дозу облучения. По нашим экспертным оценкам доза от сгоревших дров не превысит 1-5% дозы облучения от конструкций.

Оценка доз внутреннего облучения от потребления грибов и ягод.

Для оценки дозовых нагрузок от потребления грибов и ягод мы будем использовать соотношения 7 и 8.

Как уже отмечалось в качестве средневзвешанного значения коэффициента перехода для грибной корзины за все рассматриваемые годы можно принять величину — $9 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$.

Поступление нуклидов в 1987 г. и в последующие годы с грибами в организм взрослого человека $I_1(t)$ в соответствии с выражением (8) и определенными выше значениями параметров в него входящими в среднем составит $36 \text{ Бк}\cdot\text{год}^{-1}$ на $1 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ выпадений ^{137}Cs . В качестве максимальной оценки можно использовать значение примерно на порядок более высокое, т.е. $\approx 400 \text{ Бк}\cdot\text{год}^{-1}$.

Средневзвешанное значения коэффициента перехода для лесных ягод составляет — $6 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$, а среднее поступление в 1987 г. и в последующие годы для критической группы составит $90 \text{ Бк}\cdot\text{год}^{-1}$ на $1 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ выпадений ^{137}Cs . Максимальная оценка в случае ягод из-за существенного меньшего разброса данных не превысит $200 \text{ Бк}\cdot\text{год}^{-1}$ на $1 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ выпадений ^{137}Cs .

В течение первых 10-12 лет (кроме первого года) средняя доза внутреннего облучения, обусловленная потреблением лесных ягод и грибов, может составить 1.6 мкЗв на $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$ начального загрязнения ^{137}Cs . Максимальная (не для отдельного индивидуума, а для некоторой сравнительно небольшой выборки) доза может составить примерно 8 мкЗв на $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$ начального загрязнения ^{137}Cs .

Чтобы рассмотреть ситуацию, которая складывалась в первый год после аварии (1986) рассмотрим, как и в случае с внешним облучением два крайних случая, т.е. выпадения с существенно разным радионуклидным составом выпадений.

Для нуклидного состава, обогащенного топливными элементами, сформированного в результате сухих выпадений — НП Масаны, потребление 1 кг лесных ягод в середине июня приведет к дозе внутреннего облучения $\approx 5.5 \text{ мкЗв}$. К середине июля эта доза уменьшится до 4.8 мкЗв , а к середине августа до 4.3 мкЗв на $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$ начального загрязнения ^{137}Cs . Суммарная доза за эти месяцы будет равна 14.7 мкЗв , а за первый год около 40 мкЗв . При этом вклад ^{137}Cs будет составлять 18% от суммарной дозы.

Для нуклидного состава, сформированного в результате мокрых выпадений на значительном удалении от АЭС — НП Чудяны, потребление 1 кг лесных ягод в середине июня приведет к дозе внутреннего облучения $\approx 0.75 \text{ мкЗв}$. За первый год доза внутреннего облучения составит примерно 7.3 мкЗв на $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$ начального загрязнения ^{137}Cs . При этом вклад ^{137}Cs будет составлять 58% от суммарной дозы.

Для грибов также имеет значение радионуклидный состав выпадений, но характер выпадений, по-видимому, никакой роли не играет. Для НП Масаны доза за первый год могла составлять около 8 мкЗв , а для НП Чудяны — около 2.4 мкЗв на $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$ начального загрязнения ^{137}Cs .

Таким образом средняя доза внутреннего облучения за первый год за счет потребления лесной продукции могла составлять от 10 (Чудяны) до 50 (Масаны) мкЗв на $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$ начального загрязнения ^{137}Cs .

Если сравнивать полученные величины с оценками доз полного внутреннего облучения, то видно, что вклад грибов и ягод сопоставим с вкладом традиционной продукции, и в отдельных случаях может даже быть определяющим.

Таким образом, не только в настоящее время, но и в течение всего после аварийного периода роль лесной продукции в формировании доз внутреннего облучения могла быть значимой и даже определяющей.

Понятно, что для наиболее загрязненных территорий, где действовали запреты и ограничения на сбор лесной продукции, роль последних заметно снижалась. Но для сравнительно чистых территорий вклад грибов и лесных ягод должен непременно учитываться.

Сравнительная оценка доз облучения.

Для сравнения дозовых нагрузок на население, проживающие на территориях загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС, рассмотрим два временных периода: 1-ый год после аварии (с 26.04.86 по 30.04.1987) и последующие 10 лет. Для первого года были выделены в отдельные группы территории с

различным радионуклидным составом и с преимущественным характером радиоактивных выпадений (сухие или мокрые). Для определенности и удобства сопоставления будем полагать, что рассматриваемые нами территории не относятся к зоне сильного и очень сильного загрязнения, где в течение ряда лет действовали жесткие ограничения и запреты. Независимо от условий формирования загрязнения будем полагать, что плотность выпадения по ^{137}Cs будет равна 100 кБк/м^2 (2.7 Ки/км^2). Результаты расчетов сведены в табл. 41.

Табл. 41. Сравнение основных факторов, формирующих дозу облучения населения в первый год после аварии, мЗв для территорий, загрязненных 100 кБк/м^2 ^{137}Cs .

Источник	Характеристика условий формирования и радионуклидного состава выпадений	
	сухие, обогащенные топливными нуклидами	мокрые, обедненные топливными нуклидами
<i>Естественные</i>	<i>1.7</i>	
<i>Внешнее излучение от поверхности</i>	<i>9.0</i>	<i>1.5</i>
<i>Внутреннее излучение, продукты питания</i>	<i>3 + 4</i>	
<i>Внутреннее излучение, грибы и лесные ягоды</i>	<i>5</i>	<i>1</i>

Внутреннее облучение за счет потребления "традиционных" продуктов, под которыми в данном случае понимается мясомолочная продукция и урожай с огорода, также зависит от радионуклидного состава выпадений. Однако серьезного анализа, позволяющего дать обоснованные значения коэффициентов по дозам внутреннего облучения для территорий с различными условиями формирования радиационной обстановки, найти не удалось. В какой-то степени это объяснимо, т.к. в начальный период основное внимание уделялась основной дозообразующей цепочке: почва⇒трава⇒молоко и мясо. А как известно, в организме коровы всасывание различных химических элементов в желудочно-кишечном тракте далеко не одинаково. Так цезия усваивается 50% от поступившего в организм, а ^{95}Zr и ^{144}Ce только 6-8% [Корнеев, 1977]. Поэтому роль последних в загрязнении молока и мяса существенно ниже и, следовательно, труднее провести различия между территориями с разным составом радиоактивных выпадений.

Для лесной продукции и прежде всего ягод такие различия, как видно из таблицы, весьма значительны.

Ситуацию в последующие годы иллюстрирует рис. 5.

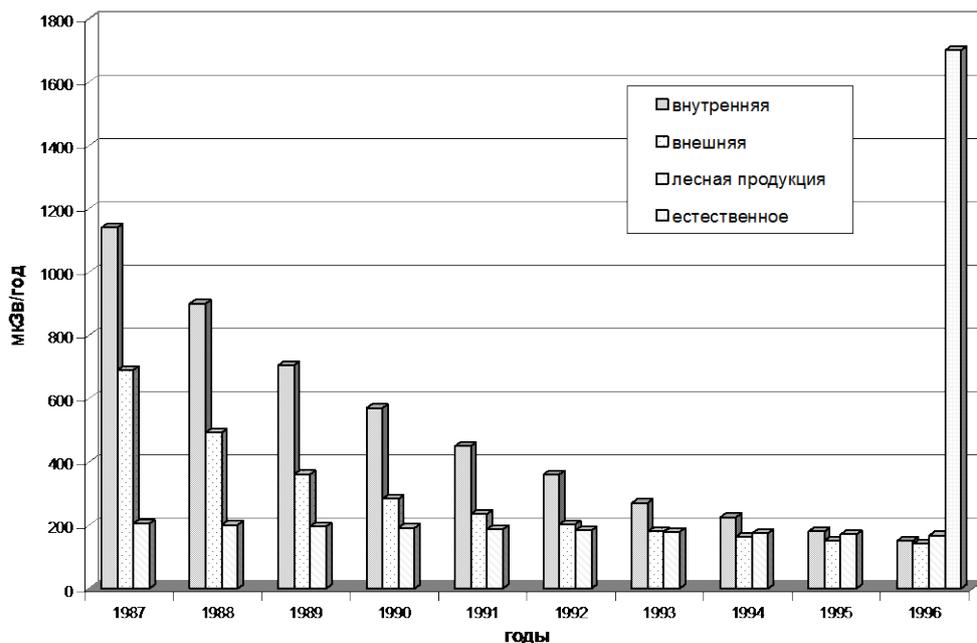


Рис. 5. Вклад различных источников в дозу облучения населения, для территорий, загрязненных в начальный момент 100 кБк/м^2 по ^{137}Cs .

Дозы внешнего облучения и внутреннего за исследуемые годы имели тенденцию к снижению, в то время как доза, обусловленная использованием лесной продукции фактически не изменились.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе выполненного исследования выявлены основные закономерности формирования радиоактивного загрязнения ягодных растений и грибов, как в начальный период, так и в последующие годы.

Для сухих выпадений, имевших место примерно за 2.5 месяца до созревания ягодных культур, коэффициент перехода изотопов цезия в съедобную часть составлял $200 \div 400 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ для сухо-воздушного веса или $30 \div 70 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ для сырого веса ягод.

В случае, если бы выпадения происходили в момент сбора ягод можно было бы ожидать загрязнение листы и ягод этими нуклидами (^{134}Cs и ^{137}Cs) примерно на порядок величины более сильное. Иными словами прирост биомассы и процессы механического удаления с поверхности растения привели к снижению активности продуктивной части примерно в 10 раз.

Для мокрых выпадений коэффициент перехода составлял $60 \div 200 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ для сухо-воздушного веса или $10 \div 40 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ для сырого веса ягод. И в этом случае, если бы выпадения происходили в момент сбора ягод, можно было бы ожидать загрязнение листы и ягод примерно в 6-10 раза более сильное по всем рассматриваемым радионуклидам.

Сухие выпадения привели к более сильному загрязнению продуктивной части ягодных растений по сравнению с мокрыми выпадениями (до 3-7 раз в зависимости от интенсивности дождя)

Для грибов таких различий не установлено.

Во второй и последующие годы после выпадений, видимо, следует различать конденсационную и топливную составляющую

Для растений, растущих на гидроморфных почвах коэффициент перехода в 3-4 раза выше, чем на автоморфных.

Влияние типа почв на коэффициент перехода ^{137}Cs в лесные ягоды в настоящее время фактически остается за рамками исследований.

Относительно динамики КП можно лишь отметить как тенденцию постепенный спад загрязнения. Хотя нет достаточно убедительных данных по периоду полуослабления коэффициента перехода, можно полагать, что его величина находится в пределах 10÷15 лет.

Показано, что коэффициенты перехода таких нуклидов как рутений, церий, цирконий в лесные растения близки к таковым для изотопов цезия. Этот результат находится в противоречии со сложившимися представлениями и требует дальнейшего изучения и анализа причин его обусловившего. В нашем исследовании рассматривался широкий класс растений: водные растения, пастбищная трава, лесные ягодные культуры, древесина различных пород, семена сосны. И для каждого вида имеются экспериментальные данные, подтверждающие слабую зависимость коэффициента перехода от химического номера исследуемого нуклида.

Для грибов уровни загрязнения в первый год были даже чуть ниже, чем в последующие годы. За последующие 12 лет заметного снижения уровней загрязнения (исключая распад радионуклидов) не отмечено.

Между различными видами грибов существует заметная дифференциация по коэффициентам перехода. Если для опят низкие значения могут быть объяснимы местом их произрастания — часто мицелий грибов расположен в древесине, то для других видов надо искать иные причины. Заметная дифференциация отмечается и для одного вида грибов. Одна из возможных версий связана с погодными условиями. Грибы чувствительны к погодным условиям в предшествующие 3÷4 дня, в то время как ягоды созревают более длительный срок и как бы интегрируют в себе погоду за несколько недель. Поэтому в грибную пору, т.е. сразу после дождей уровни загрязнения могут быть довольно высоки, а в засушливый период можно ожидать, что грибы будут чище. Однако, подобные гипотезы требуют экспериментальной проверки.

Использование окоренной древесины для постройки домов добавляет примерно 10% к дозе внешнего облучения, обусловленного загрязнением территории. Использование бруса для строительства дома может заметно снизить и эту величину.

Наиболее существенный вклад в дозу дает потребление лесных ягод и грибов. В первый год абсолютная величина дозы существенно зависит от радионуклидного состава выпадений. Для условий чернобыльской аварии такое различие доходило до 5 раз. Вклад, обусловленной потреблением грибов и ягод, в первый год составлял от 15% (для мокрых выпадений и радионуклидного состава обедненного топливными нуклидами) до 30% (сухие выпадения, обогащенные топливными нуклидами).

В последующие годы роль лесной продукции неуклонно возрастала от ≈10% в 1987 г. до ≈40% в 1996 г. от полной годовой дозы, обусловленной чернобыльскими выпадениями.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др. Миграция цезия-137 в агроэкосистемах Белорусского Полесья Тез. Докл. 1 Межд. Конфер. “Биологические и радиэкологические аспекты последствий аварии на чернобыльской АЭС”. М., 1990. С. 262
2. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М., 1977
3. Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы с/х радиологии. М., 1991
4. Богачев А.В. и др. Закономерности радиоактивного загрязнения элементов лесных биогеоценозов. Лесохозяйственная информация, 1994. N 7. с.12-16.
5. Богачев а.в. миграция ^{137}Cs и калия в системе "почва-растение". Факты, закономерности, гипотезы. Учебное пособие, Препринт ИБРАЭ РАН №97-20, М., 1997, 35 с.
6. Бондарь П.Ф., Лоцилов Н.А., Свиденюк Н.Л. Накопление радионуклидов и стабильных элементов в урожае сельскохозяйственных культур// Радиобиологический съезд. Тезисы докладов. Часть I. - Пушино, 1993. - с. 131.
7. Вернадский В.И. Живое вещество и биосфера. М.; 1994, с.346.
8. Вернадский В.И., Виноградов А.П. О химическом элементарном составе рясок как видовом признаке// ДАН СССР, 1931. Сер. А, т.9

9. Глазунов В.О., Кононович А.Л., Красножен З.И. Радиационное состояние поверхностной водной системы района ЧАЭС в мае-июне 1986 г. в кн.Чернобыль'88. Доклады I Всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС под ред. Е.И. Игнатенко, Чернобыль, 1989, т.1, сс. 181-195.
10. Гритченко З.Г. Сообщение на Российско-Финском семинаре. Хельсинки.май 1989.
11. Гулякин И.В., Юдинцева Е.В. Радиоактивные продукты деления в почве и растениях. М.,1962
12. Дикорастущие полезные растения СССР, Губанов И.А. и др. М., Мысль, 1976, 360 с.
13. Дополнения к методике экспрессного определения объемной и удельной активности бета-излучающих нуклидов в воде, продуктах питания, продукции растениеводства и животноводства методом "прямого" измерения "толстых" проб (переработанная и дополненная), утвержденная Зам. главного Государственного врача СССР А.И.Зинченко 20.01.1988.
14. Дополнения к методике экспрессного определения объемной и удельной активности бета-излучающих нуклидов в воде, продуктах питания, продукции растениеводства и животноводства методом "прямого" измерения "толстых" проб (переработанная и дополненная), утвержденная Зам. главного Государственного врача СССР А.И.Зинченко 20.01.1988.
15. Жизнь растений, т.3, М., 1977, с.422
16. Израэль Ю.А., В.Г. Соколовский. Инструкция межведомственной комиссии (по отбору проб почвы и растений в зонах радиоактивного загрязнения) М., 1987.
17. Кашпаров В.А., Иванов Ю.А., Пристер Б.С. и др. Моделирование образования «горячих» частиц во время аварии на ЧАЭС. Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. Киев. 1995. Вып.2, с.120.
18. Кашпаров В.А., Иванов Ю.А., Зварич С.И. и др. Определение скорости растворения чернобыльских топливных частиц в естественных условиях. Радиохимия, т. 39, вып.1, 1997, сс.71-76.
19. Клечковский В.М. Миграция радионуклидов в биосфере. Вестн. АН СССР. 1966 №5, с.93
20. Коноплев А.В., И.В. Коноплева. Параметризация перехода радиоцезия из почвы в растения на основе ключевых почвенных характеристик. Геохимия. 1998 (в печати)
21. Коноплев, А.В., Подвижность и биологическая доступность радиоцезия и радиостронция аварийного происхождения в системе «почва-вода», автореферат диссертации на соискание степени доктора биологических наук, Обнинск, 1998.
22. Корнеев Н.А., А.Н. Сироткин, Н.В. Корнеева. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М., 1977, 208 с.
23. Крышев И.И. Радиоактивное загрязнение и радиозоологические последствия чернобыльской аварии В Избранных трудах Международной конференции «Ядерные аварии и будущее энергетики. Уроки Чернобыля» 15-17.04.91, Париж. Издано ЯО СССР, 1992, стр.107-119.
24. Лес и чернобыль/ под ред. Ипатева В.А. М.:Институт леса АН Беларуси, 1994. 252 с.
25. Лесное хозяйство в условиях радиации/ Мухамедшин К.Д., Чилимов А.И., Мишуков Н.П., Безуглов В.К., Сныткин Г.В.. М.: ВНИИХ лесхоз, 1995. 54 с.
26. Марей А.Н., Р.М. Бархударов, Н.Я. Новикова. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. М.: 1974.
27. Мамахин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Цезий-137 в древесине деревьев, произрастающих на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС// Проблемы экологического мониторинга. Часть II. - Брянск, 1991. - с. 34-35
28. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Рерих Л.А., Сальников В.Г. Поведение ¹³⁷Cs в почве и его накопление в сельскохозяйственных растениях/ Почвоведение, 1976. N 7. с. 45-52.
29. Моисеев И.Т. Влияние минеральных удобрений на поступление радиоцезия в сельскохозяйственные культуры и агрохимические показатели почв// Агрохимия, 1990. N 5. с. 136-156.
30. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А. Динамика накопления ¹³⁷Cs сельскохозяйственными культурами в полевом опыте// Агро химия, 1986. N 8. с.92-95.
31. Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А. Изучение поведения ¹³⁷Cs в почве и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов// Агрохимия, 1994. N 2. с.103-117.
32. Моисеенко И.Ф., Пискунов В.С., Савельев В.В. Миграция радионуклидов в древесине основных лесообразующих пород в районах подвергшихся воздействию выбросов на ЧАЭС// Проблемы экологического мониторинга. Часть II. - Брянск, 1991. - с. 20-21.
33. Моисеенко И.Ф., Голод Д.С. Распределение цезия-137 в древесных растениях в зависимости от типа роста и развития и от режима увлажнения// Радиобиологич.съезд, Киев, 20-25 июля, 1993: Тез. докл. Т. 2. Пуцзино, 1993. - с. 684-685.
34. Молчанов А.А. Продуктивность органической и биологической массы леса. М., Наука, 1974.
35. Мухин И.Е., А.А.Моисеев, Н.М. Боровикова Динамика радиоактивного загрязнения продуктов животноводства на территории украинского полесья. Препринт ГКАЭ, Москва, 1976

36. Никипелов Б.В. и др. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. Атомная энергия, т.67, вып. 2, 1989, с.74-80.
37. Орлов М.Ю. и др. Характеристики загрязнения почвы европейской части бывшего СССР ^{131}I после аварии на ЧАЭС. Атомная энергия №80, вып.6, 1966, с.466-471.
38. Панфилова А.А. Роль лесных экосистем в формировании дозовых нагрузок на население. Дипломная работа, кафедра №1, МИФИ, 1999.
39. Панченко С.В., Епифанов В.А., Скоробогатов А.М. Опыт реконструкции уровней загрязнения молока I-131 на основе радиометрических измерений в мае 1986 г. и модельных представлений по формированию первичного радиоактивного загрязнения среды и дальнейшей миграции радионуклидов. Доклад на Всероссийской научно-практической конференции «Чернобыль: 10 лет спустя. Итоги и перспективы». Брянск, 15-17 мая 1996.
40. Панченко С.В., М.Н. Савкин, В.Н. Шутов Радиационно-гигиеническая обстановка и дозы облучения населения. Препринт ИВРАЕ-97-10. Москва: 1997, 18 с.
41. Панченко С.В. Реконструкция уровней загрязнения молока I-131 и другими радионуклидами на территории Брянской области в мае 1986 г. Препринт ИВРАЭ-99-, Москва, 1999 (в печати).
42. Покровский А.А. Беседы о питании. М.,1986 стр.185, а также работы ИБФ по экспериментальному определению К-40 в пробах продуктов питания.
43. Последствия чернобыльской катастрофы в республике Беларусь. Национальный доклад. Минск, 1996
44. Почвоведение / Часть I. Почва и почвообразование. Под ред. Ковды В.А. и Розанова Г.Г. - М.: Высшая школа, 1988. - 400 с.
45. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС). Под общ. ред. В.И. Парфенова и Б.И. Якушева. Минск, "Навука і тэхніка", 1995.— 582 с.
46. Родин Л.Е., Н.И.Базилевич. Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности земного шара. М., Наука, 1965.
47. Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду. МАГАТЭ, 1994. - 104 с.
48. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Алексахин Р.М. Динамика биологической доступности ^{137}Cs в системе почва-растение после аварии на Чернобыльской АЭС// Общая биология, 1994. т. 4. с 564 -566.
49. Снакин В.В. Анализ состава водной фазы почв. М.: Наука, 1989. 119 с.
50. Софронов М.А., А.В.Волокитина. Пирологическое районирование в таежной зоне. Новосибирск, 1990, сс.76-77.
51. Тимофеев-Ресовский Н.В. Тр. Ин-та биологии УФ АН СССР. 1957. Вып.9 с.129
52. Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М., 1972
53. Тихомиров Ф.А., А.И. Щеглов Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС. Радиационная биология. Радиоэкология, т.37. вып.4, М., 1997, с. 664-672.
54. Тихомиров Ф.А., А.И.Щеглов Радиозоологические последствия Кыштымской и Чернобыльской радиационных аварий в лесных экосистемах. В кн.: Экология регионов атомных станций. М., 1994.
55. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Радиоактивное загрязнение лесов и его последствия. В кн.: Москва-Чернобылю, т.2, М., 1998, с.212
56. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Казаков С.В., Кляшторин А.Л. Распределение радионуклидов в лесных ландшафтах Украинского Полесья. Тез. Докл. всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". М., 1989. С.16
57. Тулин С.А. и др. Калий на почвах, загрязненных радиоактивным цезием. Химия в сельском хозяйстве, 1994. № 2. с.12-14.
58. Фесенко С.В., Н.И. Санжарова, Р.М. Алексахин, С.И. Спиридонов Изменение биологической доступности ^{137}Cs после аварии на Чернобыльской АЭС. Почвоведение, 1995, №4, сс. 508-513.
59. Чилимов А.И., Мухамедшин К.Д. Эволюция радиоактивного загрязнения лесных биогеоценозов// Радиозоологические, медицинские и социально экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения: Тез. докладов Всероссийской конф. 21-25 мая 1995 г. НМЦ Голицино. с 17.
60. Шутов В.Н., Г.Я. Брук, М.В. Кадука, Л.Н. Басалаева. Роль грибов и ягод в формировании дозы внутреннего облучения населения России после чернобыльской аварии. В информационном бюллетене ЗниСО, 1998, №2
61. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС.- М.: Наука, 1999 –268 с
62. Åke Eriksson. Recent Studies on the Interception and the Retention of Caesium by Grass, Barley and Peas. In book: The Chernobyl Fallout in Sweden, Stockholm, 1991, pp.323-342.
63. 10 лет после аварии на Чернобыльской АЭС. Национальный доклад Украины, Минчернобыль, Киев, 1996

64. Angeletti, L., Levi E. Comparative study on transfer factors of water, iodine and strontium on ray grass and clover. Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation; Report No. CEA-R-4860;1977a.
65. Angeletti, L., Levi E. Study on wet deposition and foliar retention of iodine and strontium on ray grass and clover. Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation; Report No. CEA-R-4897; 1977b.
66. Angeletti, L., The contamination of pastures by I-131. Gif-sur-Yvette, France: Service de documentation; Report No. CEA-R-5056; 1980.
67. Hoffman, F.O. et al. Pasture grass interception and retention of I-131, Be-7 and insoluble microspheres deposited in rain. Oak Ridge, TN: Office of Scientific and Technical Information; Report No. ORNL-6542, 1989.
68. Pröhl G. Modelling of radionuclide transfer in food chains after deposition of Strontium-90, Cesium-137 and Iodine-131 onto agricultural areas. Munchen-Neuherberg. Germany: GSF-Forschungszentrum: GSF-Report 29/90; 1990.
69. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Final Report. EUR 16531en
70. Chaberrlain A.C. The Movement of Particles in Plant Communities. Vegetation and the Atmosphere. Vol.1:Principles. Ed. J.L. Monteth Academic Press. New York, 1975
71. Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A.//Nature. 1998. V.335, №6187, p.247-249.
72. Dependence of the ¹³⁷Cs soil-to-plant transfer factor on soilparameters/ Schuller P., Handl J., Irumper R.E.// Health Phys. 1988. 55. N 3. p. 575-577.
73. F.Ward Whicker and T.B. Kirchner: PATHWAY A Dynamic Food-Chain Model to Predict Radionuclide Ingestion after Fallout Deposition. Health Physics/ vol. 52, №6, 1987, pp. 717-737.
74. Hoffman F.O. and Baes C.F. *Statistical Analysis of Selected Parameters for Predicting Food Chain Transport and Internal Dose of Radionuclides*. Oak Ridge National Laboratory, TN 37830, NUREG/CR-1004/ORNL/NUREGHM-282, 1979.
75. Horina, J., Randa Z. Uptake of radiocaesium and alkali metals by mushrooms. J.Radioanal.Nucl.Chem., Letters 127/2, 1988, p.107-120.
76. Kenigsberg J., M.Belli, F.Tikhomirov, E.Buglova, V.Shevchuk, Ph. Renaud, H. Maubert, G.Bruk, V.Shutov. Exposures from Consumption of Forest Produce. The radiological consequences of the Chernobyl accident, Minsk, 1966, pp271-281.
77. Marazitis E.A. Soil-to-plant concentration factor and dependence on soil parameters// J. Radiol. Prot., - 1992. p.12.
78. Müller H. and G. Pröhl: ECOSYS-87: A DYNAMIC MODEL FOR ASSESSING RADIOLOGICAL CONSEQUENCES OF NUCLEAR ACCIDENTS. Health Physics, vol. 64 №3, 1993, pp.232-252.
79. Noordijk H., J.M. Quinault. The Influence of Food Processing and Culinary Preparation on the Radionuclide Content of Foodstuffs: A review of available data. IAEA-TECDOC-647, Vienna, 1992, p. 35-59.
80. Olsen R.A., Joner E., Bakken L.R. Soil fungi and fate of radiocaesium in the soil ecosystem //Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. L.; N.Y., 1990, p.657-663.
81. Recommendations on agricultural activity in 1991-1995 for the areas contaminated after the accident at the Chernobyl NPP. Ministry of Agriculture and Provision. RF, Moscow, 1991 (in Russian).
82. Shutov V.N., Bruk G.Ya., Basalaeva L.N., Vasilevitskiy V.A., Ivanova N.P., Kaplun I.S., Koslovskay I.S., Rushonik S.I. The role of mushrooms and berries in the internal doses to the population of Russia after the Chernobyl accident. Institute of Radiation Hygiene, St. Petersburg, Russia.
83. Sulba B. and a. Determination of radionuclides associated with colloids in natural waters// J. Radioanal. and Nucl.Chem., Art, 1987. 115. N 31, p. 113-123.
84. Transfer of radionuclides to animal, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countmeasures. Final Report. EUR 16539en