

Лесной пожар как фактор перераспределения радионуклидов чернобыльского генезиса в окружающей среде

© Э. М. Пазухин, А. А. Боровой, Б. И. Огородников

Межотраслевой научно-технический центр «Укрытие» НАНУ, Чернобыль

Получено 09.01.2003

УДК 614.041.44

Исследован радионуклидный состав частиц в дымовом шлейфе лесного пожара в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС. По соотношениям радиоактивных изотопов цезия, церия и плутония в лесных горючих материалах и в образовавшихся при пожаре аэрозолях установлено, что последние обогащены радиоцезием, который находится преимущественно на субмикронных частицах, переносимых на большие расстояния. Район пожара обедняется радиоизотопами цезия и в меньшей степени другими радиоактивными продуктами чернобыльского генезиса.

За 16 лет, прошедших с момента аварии на Чернобыльской АЭС, наибольшее количество пожаров в зоне отчуждения было в 1992 г. [1, 2]. Для исследования радиационной обстановки в районе одного из таких пожаров, который возник на западном следе выпадений продуктов выброса из разрушенного 4-го блока ЧАЭС, была направлена мобильная группа отдела ядерной и радиационной безопасности МНТЦ «Укрытие». В ее распоряжении имелась аспирационная установка производительностью $75 \text{ м}^3/\text{ч}$, работающая от автомобильного аккумулятора напряжением 12 В. Отбор аэрозолей производился на фильтр ФПП-15-1.5 площадью 0.51 м^2 . Нижний край цилиндрического вертикального фильтродержателя располагался на высоте 1 м от земли, а верхний – на высоте 1.3 м. Это обеспечивало отбор проб из зоны дыхания человека среднего роста.

Следует отметить, что район пожара, где изучалась радиационная обстановка (зона отчуждения, шоссе Припять–Полесское и шоссе Чистоголовка–Ильинцы), относится к местности с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше $1500 \text{ кБк}/\text{м}^2$ и по $^{238, 239, 240}\text{Pu}$ – свыше $5 \text{ кБк}/\text{м}^2$. Подобную и более высокую плотность загрязнения цезием и плутонием в зоне отчуждения ЧАЭС имеет почти половина территории [3]. Отсюда ясно, что результаты, полученные при изучении влияния пожара на окружающую среду в выбранном районе, являются важными и представительными для 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС в целом.

Первый пробоотбор (точка 1) был начат днем 29 июля 1992 г. на кромке пожара близ шоссе Припять–Полесское в 3 км восточнее дер. Буряковка и продолжался 55 мин. Здесь же перпендикулярно распространению дымового шлейфа на высоте 2 и 5 м от земли были растянуты два вертикальных планшета размером $75 \times 75 \text{ мм}$ из марли, пропитанной смесью машинного масла с автотопливом. Их экспозиция продолжалась сутки.

К моменту начала пробоотбора большой участок леса уже выгорел. Продолжала гореть лишь лесная подстилка (мох, сфагнум, сосновая хвоя), образуя густой дым молочного цвета. На открывшемся песке лежал белесоватый пепел, который был также взят для анализа.

Второй пробоотбор (точка 2) был начат около 18 ч того же дня близ шоссе Чистоголовка–Ильинцы в 2–2.5 км от фронта пожара, откуда западный порывистый ветер гнал шлейф дыма. Пробоотбор продолжался 72 мин. При этом на машину и членов группы падал не только пепел, но и кусочки коры, веточек и сосновой хвои. Эти выпадения были также собраны и проанализированы.

После окончания пробоотбора фильтр в точке 1 имел коричневый цвет с частицами внедрившегося пепла и пыли. Фильтр в точке 2 был темно-серым. Оказавшиеся на нем кусочки коры были перед началом анализа удалены.

Результаты γ -спектрометрических и радиохимических анализов проб представлены в табл. 1.

Среднее значение выгорания составило 10.9 ± 1.5 (σ) МВт·сут/кг U.

Из табл. 1 следует, что при действующих нормативах [4] в точке 1 наблюдалась неблагоприятная радиационная обстановка, так как концентрация $^{238, 239, 240}\text{Pu}$ в 2 раза превышала ДК_a . Концентрация ^{137}Cs в этой точке была менее критической и находилась на уровне ДК_b . В точке 2 концентрации радионуклидов были намного ниже.

Отсюда можно сделать важный вывод о том, что возникающие в 30-километровой зоне отчуждения Чернобыльской АЭС лесные пожары, особенно низовые, радиационно опасны, и в первую очередь для персонала, занятого на их тушении.

Второй вывод, который следует из данных табл. 1, – это то, что радиоактивное загрязнение почвы и растительности имеет топливное проис-

Таблица 1. Содержание радионуклидов в пробах, отобранных в точках 1 и 2

Радионуклид	Аэрозоли, Бк/м ³		Планишеты, Бк/планишет, точка 1		Пепел, Бк/г, точка 1	Выпадения, Бк/г, точка 2
	точка 1	точка 2	H = 2 м	H = 5 м		
¹⁴⁴ Ce	0.34	<0.08	33	57	54	
¹⁰⁶ Ru	0.37	<0.1			48	
¹³⁷ Cs	17	1.1	420	680	1100	30.7
¹³⁴ Cs	1.22	0.06	28	54	82	
¹⁵⁴ Eu					12	
^{238, 239, 240} Pu	0.064	0.013				
Выгорание по уравнению (1), МВт·сут/кг U	11.3	8.3	10.4	12.6	11.8	

хождение (в данном случае имеются в виду те продукты радиоактивного загрязнения, которые были выброшены при взрыве реактора и которые имеют соотношение радионуклидов, характерное для ядерного топлива 4-го энергоблока на момент аварии).

Действительно, как показывает обработка данных работы [5], глубина выгорания ядерного топлива в разрушенном четвертом блоке может быть рассчитана по изотопному отношению (¹³⁴Cs/¹³⁷Cs) следующим образом:

$$B = 24.24[(4/7)\exp(t \cdot 10^{-8})] - 1.2, \quad (1)$$

где B – выгорание, МВт·сут/кг U; $4/7$ – отношение изотопов (¹³⁴Cs/¹³⁷Cs) на момент измерения; t – время, прошедшее с момента аварии (26.04.86 г.) до момента измерения, с.

В соответствии с данными работы [5] глубина выгорания топлива в реакторе четвертого энергоблока должна равняться 11.5 ± 1.5 МВт·сут/кг U. Расчет по уравнению (1), как это следует из данных табл. 1, дает значение 10.9 ± 1.5 , что и доказывает топливное происхождение радиоактивных загрязнений фильтров, планшетов и пепла.

Каковы же источники этих загрязнений? При лесных пожарах можно выделить два источника радиоактивных аэрозолей: горящая растительность и горящая подстилка.

После чернобыльской аварии загрязнение растительности происходило через корневую систему путем усвоения радионуклидов, образующихся при растворении выпавших на землю продуктов аварии. Этот процесс медленный (особенно для горячих частиц), а динамика поступления отдельных радионуклидов как в почву (растворение), так и в растения (через корневую систему) различна.

Рассмотрим этот вопрос более подробно. Впервые миграция плутония в живых деревьях, в частности в сосне на границе «Рыжего леса», была

зарегистрирована в сентябре 1993 г. [6]. По данным ЧенЦМИ [7], которые вполне могут быть распространены и на другие лесные массивы зоны отчуждения, в 1994 г. на территории «Рыжего леса», расположенной на западном следе самых первых выпадений продуктов чернобыльской аварии, наблюдалось следующее распределение ¹³⁷Cs (кБк/м²) по компонентам соснового леса (табл. 2).

Данные, представленные в табл. 2, свидетельствуют о том, что по прошествии 8 лет после аварии в лесной фитомассе, в частности в сосновом лесу, доля радионуклидов составляла лишь незначительную величину от их количества в почве. Этот факт подтверждается и результатами анализа проб сосны, взятых близ сел Лелев и Черевач, расположенных в 10 и 20 км к югу от ЧАЭС. Результаты анализов представлены в табл. 3 [7].

Таблица 2. Распределение ¹³⁷Cs в компонентах экосистемы соснового леса

Компонент экосистемы	Содержание, кБк/м ²	Доля, %
Хвоя	72	0.27
Ствол	124	0.46
Кора	123	0.46
Ветви	40	0.15
Почва (0–15 см)	26566	98.7
Общее загрязнение	26925	100

Таблица 3. Распределение радионуклидов по компонентам сосен в южной части зоны отчуждения

Село	Радионуклид	Загрязнение территории, кБк/м ²	Активность, Бк/кг			
			ствол	хвоя		
				1 год	2 года	3 года
Черевач	¹³⁷ Cs	120	3888	8060	1265	690
	⁹⁰ Sr	32	836	920	1056	1330
	^{238, 239, 240} Pu	3	0.046			
Лелев	¹³⁷ Cs	992	1540	42800	11660	20700
	⁹⁰ Sr	705	2030	3340	3670	3020
	^{238, 239, 240} Pu	4.6	0.026			

Таблица 4. Распределение радионуклидов в сосне, взятой из «Рыжего леса» в 1996 г.

Компонент экосистемы	Ярус	^{137}Cs , кБк/кг	^{90}Sr , кБк/кг	^{238}Pu , Бк/кг	$^{239,240}\text{Pu}$, Бк/кг	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}/^{238,239,240}\text{Pu}$
Древесина (ствол)	Низ	913	810	233	427	1.13	1380
	Середина	790	910	7	135	0.87	3800
	Верх	742	830	377	830	0.9	576
Ветки (1-й год)	Низ	1344	1070	123	245	1.25	3680
	Середина	3585	1240	71	147	2.88	16400
	Верх	7115	590	84	187	1.21	26400
Кора	Низ	1390	5180	47	99	2.67	9530
	Середина	1924	5080	49	94	3.78	13400
	Верх	3070	3520	190	401	0.87	5200
Хвоя (1-й год)	Низ	1630	740			2.2	
	Середина	2237	560			3.98	
	Верх	4740	330			14.3	

Из табл. 3 следует, что, во-первых, не только Cs, но и Sr и Pu переходят из поверхностных выпадений в растительность также в незначительных количествах. Во-вторых, переход Pu из поверхностных выпадений в растительность существенно ниже, чем Cs и Sr. Этот вывод подтверждается данными работы [7] по содержанию изотопов ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{238,239,240}\text{Pu}$ в компонентах сосны (сентябрь 1996 г., «Рыжий лес», 2.5 км к западу от объекта «Укрытие»). Местность, где производился отбор этих проб, находится недалеко от места лесного пожара, изученного нами, а загрязнение этих двух участков территории топливными частицами от первого выброса проходило одновременно.

Из табл. 4 (как и из табл. 2) следует, что аккумуляция ^{137}Cs происходит преимущественно в ветвях-первогодках, а ^{90}Sr – в коре. В то же время Pu в несколько большем количестве накапливается в стволе сосны.

Сопоставление запасов радионуклидов в древесное соснового леса с их количеством, выпавшим на данной территории (табл. 3), показывает, что в фитомассе находится несколько процентов ^{137}Cs и ^{90}Sr и лишь доли процента Pu. Таким образом, возвращаясь к источникам радиоактивных аэрозолей при лесных пожарах в сосновых лесах (которые занимают почти половину заселенной части 30-километровой зоны отчуждения), можно отметить следующее: основным источником таких аэрозолей является горящая лесная подстилка, а охваченные огнем деревья поставляют в воздух малое количество Cs и Sr и лишь следы Pu и Se.

Рассмотрим механизм перераспределения в результате лесного пожара радиоактивных элементов чернобыльского происхождения в объектах окружающей среды. Для этого исходя из данных,

представленных в табл. 1, вычислим цериевые отношения для каждого из радионуклидов. Результаты такого расчета представлены в табл. 5.

Из табл. 5 следует, что все пробы, взятые в точке 1 (кромка лесного пожара), были существенно обогащены Cs по сравнению с топливом 4-го энергоблока (а следовательно, и по сравнению с топливными частицами, выпавшими на западном следе после аварии). Этого и следовало ожидать, поскольку температура возгонки Cs и двух его оксидов находится в диапазоне температур 550–670°C.

Динамика утечки цезия из топливных частиц при отжиге в диапазоне температур 400–1800°C была изучена в работе [8]. В этой работе было показано, что при 1000°C большая часть ^{137}Cs покидала частицы через 20–30 мин после начала отжига, а выход 80% от начального содержания происходил через 2 ч.

Таким образом, оба радиоизотопа Cs из зоны горения и термического разложения фитомассы и лесной подстилки частично поступали в атмосферу в виде паров. При остывании дымового шлейфа Cs конденсировался на аэрозолях – продуктах

Таблица 5. Отношение активностей радионуклидов к ^{144}Ce в пробах продуктов лесного пожара 1992 г. и топливе 4-го блока ЧАЭС

Радионуклид	Аэрозоли	Пепел	Планшеты		Топливо 4-го блока на июль 1992 г. [5]
			H = 2 м	H = 5 м	
^{106}Ru	1.1	0.9			0.79
^{137}Cs	50	20	12.7	12	14.5
^{134}Cs	3.6	1.5	0.85	0.95	1.3
$^{238,239,240}\text{Pu}$	0.188				0.197

горения и атмосферных ядрах конденсации преимущественно субмикронного размера. Поскольку такие частицы марлевыми планшетами практически не задерживаются (ячейка марли имеет размер 0.5–1 мм), в обоих планшетах отношения ^{134}Cs и ^{137}Cs к ^{144}Ce оказались среди отобранных аэрозольных проб самыми низкими и близкими к показателям топлива 4-го энергоблока.

Совпадение цезиево-цериевых отношений для обоих планшетов, размещенных на высоте 2 и 5 м от земли, показывает, что перемешивание дымовых частиц было хорошее.

Более высокое обогащение Cs пробы, отобранной на фильтрующий материал ФПП-15-1.5, по сравнению с планшетами вполне закономерно, поскольку фильтром улавливались все частицы, в том числе и субмикронные.

Цезиево-цериевое отношение для пепла оказалось меньше, чем для фильтров, но больше, чем для планшетов и топлива 4-го энергоблока. Вероятно, это связано с тем, что собранный пепел представлял собой смесь остатков лесной подстилки и фитомассы, в частности фрагментов недожога веток, хвои и коры. Но поскольку в этих остатках фитомассы радиоцезий имел существенно большее содержание, чем остальные радионуклиды чернобыльского генезиса (табл. 4), то это и обеспечило в пепле баланс радионуклидов в пользу Cs. Дополнительным доводом в пользу такого вывода является то, что в выпадениях коры, веточек и иголок, собранных в точке 2, при γ -спектрометрическом анализе был обнаружен только радиоцезий (табл. 1).

По результатам проведенного исследования можно сделать следующие выводы.

1. При лесном пожаре в 30-километровой зоне отчуждения аэрозольные частицы дымового шлейфа содержат все радионуклиды, которые выпали на местности после чернобыльской аварии.

2. На территориях, которые характеризуются плотностью первичного выпадения Pu свыше 5 кБк/м^2 ($>0.1 \text{ Ки/км}^2$ по $^{239,240}\text{Pu}$), на кромке распространения пожара концентрация Pu в аэрозолях может существенно превышать уровень ДК_a .

3. Специфика формирования лесной подстилки и физико-химические характеристики Cs и его оксидов приводят к тому, что дымовой шлейф лесных пожаров существенно обогащен радиоцезием.

4. Район лесного пожара обедняется в первую очередь радиоцезием и в меньшей степени другими радионуклидами чернобыльского происхождения. Это должно отражаться не только на запасах и ареале радиоцезия, но и приводить к деформации изолиний мощностей экспозиционных доз γ -излучения при сохранении запасов и ареалов Pu.

5. Основными носителями радиоцезия в дымовом шлейфе являются субмикронные аэрозоли, что обеспечивает их длительное существование в атмосфере и перенос на большие расстояния. При метеоусловиях наблюдавшегося лесного пожара 10-кратное снижение концентрации радиоактивных аэрозолей в дымовом шлейфе происходило лишь на удалении 2–2.5 км от фронта пожара.

Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам МНТЦ «Укрытие» НАН Украины Т. С. Герасимовой, А. С. Евстратенко, Л. Д. Николаевой, В. А. Цирлину и А. М. Фридкину, которые мужественно выполняли отбор проб непосредственно в очаге пожара, а также Н. Д. Кучме (ГСНПП «Экоцентр», Чернобыль) за сведения о содержании радионуклидов в компонентах сосны.

Список литературы

- [1] Азаров С. А. // Проблемы чернобыльской зоны отчуждения. 1996. Вып. 3. С. 204–208.
- [2] Будыка А. К., Огородников Б. И. // Радиационная биология. Радиэкология. 1995. Т. 35, N 1. С. 102–112.
- [3] Израэль Ю. А., Вакуловский С. М., Ветров В. А. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеониздат, 1990. 296 с.
- [4] Нормы радиационной безопасности НРБ-76/82.
- [5] Боровой А. А., Довбенко А. А., Смолянкина М. В., Строганов А. А. Определение ядерно-физических характеристик топлива 4-го энергоблока ЧАЭС: Отчет ИБРАЭ АН СССР N 52/11-20. М., 1991.
- [6] Копейкин В. А. // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. 1995. Вып. 2. С. 157–162.
- [7] Кучма Н. Д. Рабочая тетрадь. ГСНПП «Экоцентр», Чернобыль.
- [8] Кашпаров В. А., Иванов Ю. А., Зварич С. И. и др. // Радиохимия. 1994. Т. 36, N 1. С. 87–93.