

Разработка методики оценки плотности загрязнения лесных территорий на основе применения портативных спектрометров

Е. А. Гончаров, А. М. Татарников

ФГБОУ ВПО МарГТУ, г. Йошкар-Ола

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

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

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

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

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

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

превышает фоновое значение в 10-50 раз. Особенностью площадного загрязнения является исключительная его мозаичность в зависимости от характера растительности и форм макро- и микрорельефа [1].

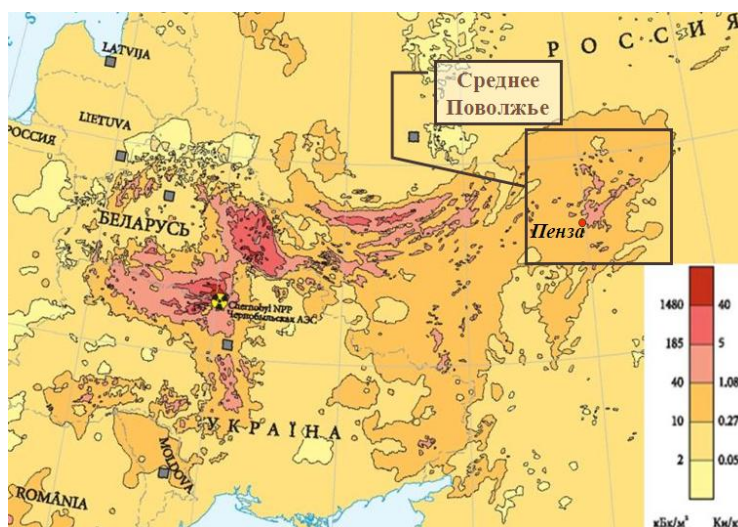


Рисунок 1 - Карта загрязнения ^{137}Cs (по состоянию на 1986 г.) [1]

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

Таблица 1 - Характеристика экспериментальных участков

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

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

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

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

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

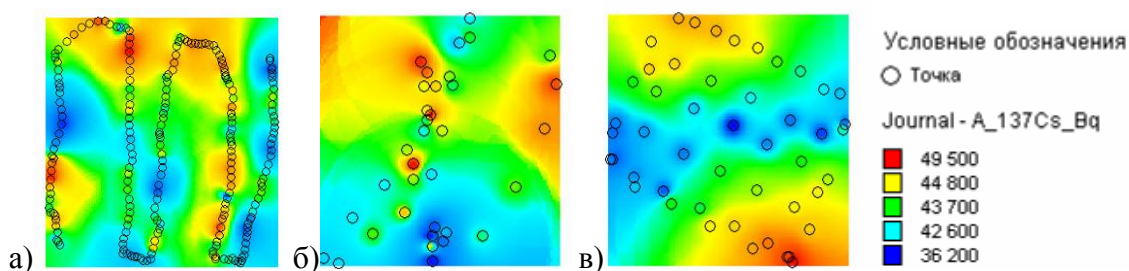


Рисунок 2 - Карты плотности загрязнения почвы ^{137}Cs (Бк/м²), построенные в MapInfo
 а) ПП 1 размер участка 20 х 20 м; б) ПП 1 размер 100 х 100 м; в) ПП 3 размер 20 х 20 м

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

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

Таблица 2 - Результаты полевых и лабораторных измерений

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

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

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

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

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

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

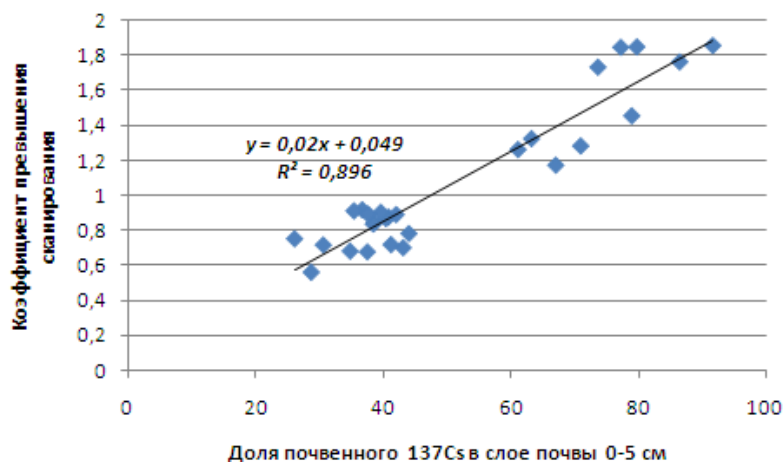


Рисунок 3 - Зависимость относительного превышения результатов сканирования от характера распределения радионуклидов ¹³⁷Cs по почвенному профилю

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

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

2. Занижение результатов сканирования при значениях глубины центра запаса более 5 см (или доли содержания ^{137}Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см менее 50 %); внутри данной группы можно выделить также 2 подгруппы: подгруппу 2.1 – занижение результата на 10-20 % и подгруппу 2.2 – занижение на 20-30 %, чему соответствуют значения доли содержания ^{137}Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см более 35-40 % и менее 30 %.

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

Таблица 4 - Коэффициенты парной корреляции результатов сканирования и лабораторных измерений

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

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

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

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

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

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

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

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

Выводы.

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

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

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

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

Список литературы

1 Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии. – Люксембург: Офис официальных публикаций Европейской комиссии, 2001 (электронное издание).

2 Щеглов, А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А.И. Щеглов. - М.: Наука, 1999. - 268 с.

3 Израэль, Ю.А. Радиоактивное загрязнение природных сред в результате аварии на Чернобыльской атомной станции / Ю.А. Израэль. - М.: Изд-во «Комтехпринт», 2006. - 28 с.

4 Переволоцкий, А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах / А.Н. Переволоцкий. - Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. - 255 с.

5 Руководство по радиационному обследованию лесного фонда (на период 1996-2000 гг.).- М.: Федеральная служба лесного хозяйства России, 1995.-34с.

6 Методика организации и ведения радиационного мониторинга в лесах // Научно-техническая информация в лесном хозяйстве. Выпуск № 7.- Минск: «БЕЛГИПРОЛЕС». – 2006. – 55с.

7 Малюта, О.В. Радиоэкологические исследования лесных экосистем Среднего Поволжья / О.В. Малюта, Д.Е. Конаков, Е.А. Гончаров // Лесной журнал. – 2010. - № 4. – С. 132-138.

8 Инструкция по отнесению кварталов леса к зонам радиоактивного загрязнения / Утв. Постановлением Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь 03.05.2001 г. № 10

9 20 лет Чернобыльской катастрофы. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. Российский национальный доклад. - М, 2006.- 92с.