
ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.2910.22

**ЭКСПРЕСС-АНАЛИЗ ВЕРТИКАЛЬНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{137}Cs
В ПОЧВЕ ДЛЯ ОЦЕНКИ ТЕМПОВ ЭРОЗИОННО-АККУМУЛЯТИВНЫХ
ПРОЦЕССОВ В ЗОНЕ ИНТЕНСИВНОГО
РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

© 2023 г. М. М. Иванов^{a, b, *}, Н. Н. Иванова^b

^aИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, стр. 4, Москва, 119017 Россия

^bМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: ivanovm@bk.ru

Поступила в редакцию 10.09.2022 г.

После доработки 08.12.2022 г.

Принята к публикации 08.12.2022 г.

Полевая гамма-спектрометрия в условиях интенсивного радиоактивного загрязнения показала высокую эффективность при изучении проявлений эрозионно-аккумулятивных процессов и вызванной ими трансформации поля загрязнения. Целью представленной работы является оценка применимости компактных и широкодоступных гамма-детекторов для экспресс-анализа вертикального распределения ^{137}Cs чернобыльского происхождения в почве и толщах наносов для определения мощности слоя аккумуляции за постчернобыльский период. В качестве объекта исследования были выбраны почвы и аккумулятивные толщи разного происхождения, сформированные в пределах «Плавского радиоактивного пятна» в южной части Тульской области. Можно заключить, что сравнительной экономичности и скорости проведения измерения в заданных условиях возникают существенные искажения. Путем сопоставления получаемого вертикального распределения скорости счета гамма-квантов и реального распределения запасов ^{137}Cs установлены систематические искажения, ограничивающие применимость предлагаемой схемы измерений. Рассмотрены основные перспективы дальнейшего применения методики экспресс-анализа вертикального распределения ^{137}Cs в почве при сравнительно высоких концентрациях радионуклидов.

Ключевые слова: радиоцезиевый метод, Плавское радиоактивное пятно, Тульская область, Luvic Chernozems

DOI: 10.31857/S0032180X22601104, **EDN:** HNXFYF

ВВЕДЕНИЕ

Анализ вертикального распределения ^{137}Cs в зонах аккумуляции представляет собой удобный инструмент для определения темпов аккумуляции почвенно-грунтового материала, который активно используется при изучении эрозии почв [2, 5]. При наличии локального источника выбросов радионуклидов в атмосферу, каким явилась Чернобыльская авария, слой грунта с максимальными запасами ^{137}Cs может быть выделен в качестве дневной поверхности, на которую происходило выпадение радионуклидов из атмосферы в 1986 г. В условиях дальнейшего последовательного и непрерывного накопления материала он может быть использован в качестве надежного хронологического маркера. Определение вертикального распределения содержания ^{137}Cs в грунте может осуществляться двумя путями: послойным отбором проб с последующим лабораторным исследо-

ванием или измерениями гамма-активности непосредственно в полевых условиях.

Первый способ предполагает наличие оборудованной лаборатории для проведения спектрометрического анализа. Контроль над условиями измерений гарантирует получение количественно надежных данных. Однако трудовые и временные затраты на отбор, упаковку, транспортировку, подготовку и исследование образцов существенно отдалают момент получения конечного результата от момента прямых наблюдений. Таким образом, этот способ не предполагает оперативного получения данных о характере профильного распределения радиоцезия в почвенном покрове непосредственно в поле, а корректировка схемы точек отбора проб становится возможной только постфактум на последующих этапах полевых исследований.

Альтернативным методом является проведение измерений непосредственно в полевых усло-

виях. Возможность определения содержания ^{137}Cs в почве ускоряет процесс исследования площадных объектов, подвергшихся интенсивному радиоактивному загрязнению [10, 12, 15, 18, 20–22, 27–29], а в случае невозможности проведения отбора образцов делает измерения *in situ* незаменимыми [24, 25].

Определение распределения ^{137}Cs по глубине при измерениях *in situ* может быть осуществлено двумя путями. Можно проводить измерения с поверхности с последующей оценкой соотношения интенсивности регистрации гамма-квантов в пике заданного диапазона энергии с интенсивностью комптоновского рассеяния, происходящего в подстилающей толще грунта [11, 13, 19, 29–31, 33]. Второй подход заключается в проведении детектирования гамма-излучения внутри почвы на заданной глубине [15, 23, 24] – процедуре по принципу действия схожей с гамма-каротажем [8, 9, 26].

В идеальном случае точность измерения в каждой пробе должна быть максимальной, но технические, экономические и временные возможности сильно ограничивают количество проводимых измерений. Невозможность полностью контролировать внешние условия, безусловно, снижает качество и точность измерений, проводимых в поле, по сравнению с лабораторными исследованиями. Однако полевая гамма-съемка обладает существенным преимуществом, связанным с возможностью получать предварительные выводы уже в процессе полевых работ.

Ситуации, когда целесообразно пожертвовать точностью измерений для получения большего объема пространственных данных, возможны в случае, когда уровень радиоактивного загрязнения достаточно высок для использования детекторов со сравнительно низкой эффективностью регистрации, а само вертикальное распределение радионуклидов имеет ожидаемый паттерн с четко выраженным максимумом. Интенсивное гамма-излучение дает возможность использовать более компактные и мобильные детекторы с относительно низкой чувствительностью и тратить меньше времени для регистрации статистически надежного количества импульсов, производимых гамма-квантами.

Чернобыльская авария привела к тому, что почвенный покров значительной части Европы подвергся радиоактивному загрязнению разной степени интенсивности. Наиболее пострадавшими оказались территории, где в силу синоптических условий периода выбросов после аварии происходило выпадение атмосферных осадков, а загрязнение представлено в виде серии пятен выпадения, сформировавших несколько так называемых “радиоактивных следов”. “Плавское цезиевое пятно” является одним из таких ареалов

интенсивного загрязнения. В силу высокой плотности выпадений в пределах таких пятен надежно может быть выделен и достоверно датирован только “чернобыльский пик” содержания ^{137}Cs , поскольку пик глобальных выпадений оказывается затушеван радионуклидами, мигрирующим вниз по почвенному профилю. Таким образом, оценка темпов осадконакопления возможна только для периода, начиная с 1986 г. [14]. Если происходит аккумуляция материала, сформированного процессами поверхностного смыва почв, то концентрация ^{137}Cs со временем имеет устойчивую тенденцию к снижению [3, 4, 16, 17, 32]. В результате погребенный слой с “чернобыльским пиком” оказывается четко виден при анализе вертикального распределения радионуклидов.

Цель работы – оценка использования портативного гамма-детектора без коллиматора для экспресс-анализа вертикального распределения ^{137}Cs в почвенной толще в качестве вспомогательного метода при комплексном исследовании эрозивно-аккумулятивных процессов. Представлены результаты полевых измерений внутри почвенной толщи, проведено сопоставление полученных результатов с реальным распределением ^{137}Cs в почве, установленным путем послойного отбора проб и лабораторных исследований, проанализированы характер и причины получаемых искажений. Отбор материала и измерения производили в 2019–2022 гг. в аккумулятивных толщах различного происхождения в осевой части Плавского радиоактивного пятна в Плавском районе Тульской области.

ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ

Полевые исследования проводили в бассейне р. Плавы (Тульская область) (рис. 1а). До Чернобыльской аварии средний уровень загрязнения ^{137}Cs Восточно-Европейской равнины в среднем составлял 2–4 кБк/м². Согласно имеющимся картографическим данным, плотность загрязнения бассейна р. Плавы не превышала 7.4 кБк/м² [1]. В результате инцидента здесь сформировалась зона интенсивного радиоактивного загрязнения – Плавское радиоактивное пятно. Выпадения затронули верховья бассейна р. Упы и большей части ее левых притоков. Это один из самых крупных ареалов дальней зоны чернобыльского загрязнения, протягивающийся субширотно согласно общему направлению западного переноса воздушных масс. Осевая часть пятна с наибольшей плотностью загрязнения 185–555 кБк/м² [1] проходит через бассейн р. Плавы и г. Плавск (рис. 1б). Центральная часть бассейна р. Плавы входит в район выщелоченных и типичных черноземов (Luvic Chernozems, по WRB-2022).

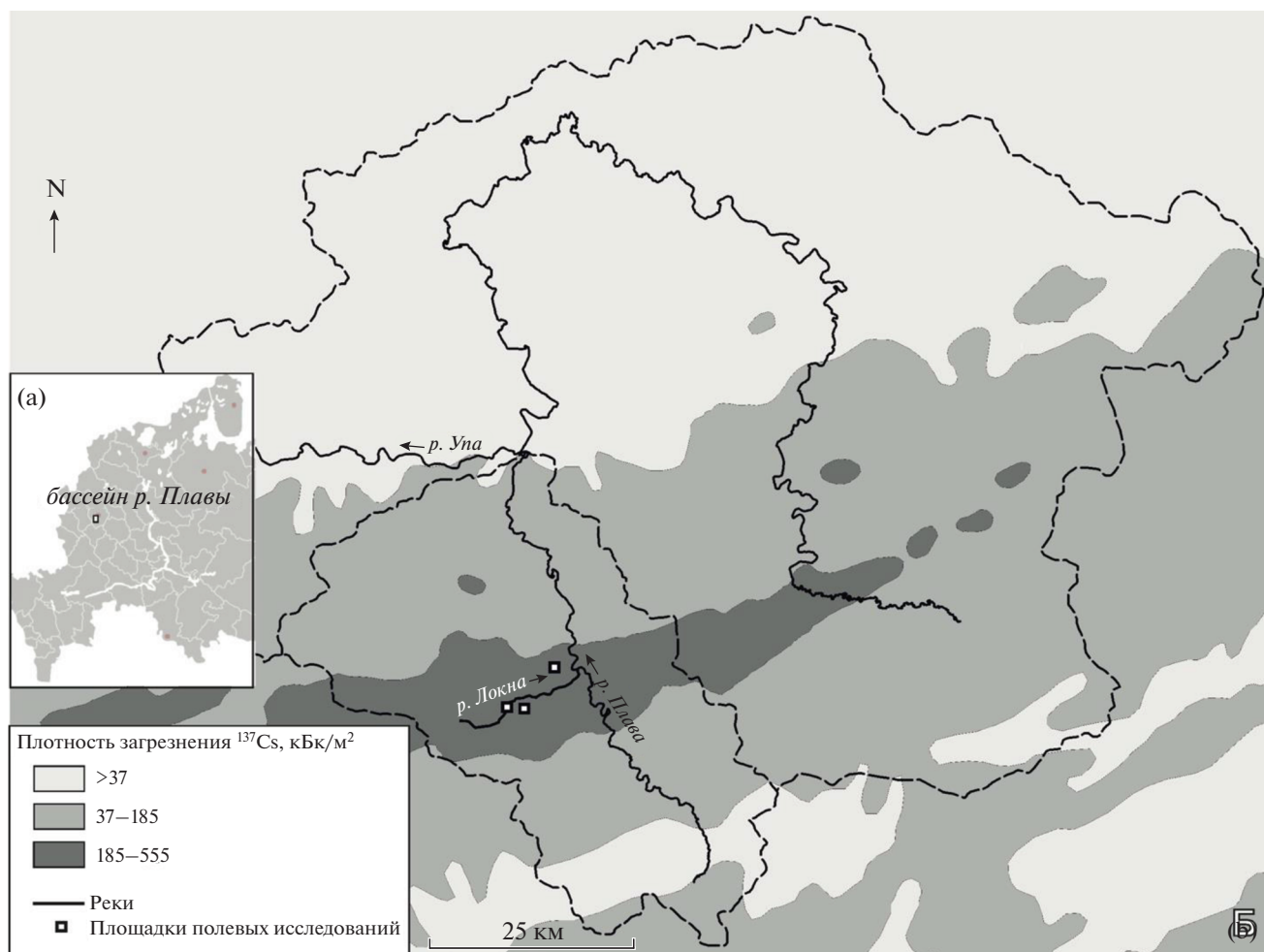


Рис. 1. Расположение бассейна р. Плавы (А) и площадок проведения полевых исследований (Б).

Для бассейна Плавы характерна высокая степень сельскохозяйственной нагрузки. Большая часть водораздельных пространств и склонов междуречий интенсивно распаивалась на протяжении трех с половиной столетий. В условиях повсеместной распашки и контрастного рельефа Среднерусской возвышенности основным источником формирования стока наносов рек стала эрозия почв на обрабатываемых склонах. Процессы смыва, транспорта и переотложения почвенного материала являются основным механизмом латеральной миграции ^{137}Cs , фиксированного почвенными частицами. Таким образом, вертикальное распределение ^{137}Cs в отложениях в конкретной точке определяется не только процессом миграции радионуклидов по почвенному профилю, но и положением в рельефе и, соответственно, в общей схеме перераспределения материала в пределах водосборного бассейна. Исследования проводили на различных геоморфологических позициях в бассейне р. Плавы в зонах аккумуляции с различными механизмами и разными ожи-

даемыми темпами осадконакопления за постчернобыльский период. Точки измерений закладывали на распаиваемом склоне междуречья (1 точка) (рис. 2а), на границе перехода между распаиваемым склоном и задернованным бортом балки (3 точки) (рис. 2б), в днище балки с очевидными признаками современной аккумуляции (1 точка) и на пойме малой реки (5 точек) (рис. 2б). Информация по разрезам дана в дополнительных материалах (табл. S1, рис. S1).

В процессе работы в первую очередь производили выбор места проведения измерений и отбора образцов. Обоснованием выбора было геоморфологическое строение конкретного участка, которое либо устанавливали во время проводимых ранее работ, либо определяли непосредственно на месте в рамках полевых наблюдений и крупномасштабной аэрофотосъемки с использованием беспилотных летательных аппаратов. Особое внимание уделяли характерным признакам интенсивной аккумуляции материала в каждой точке. Например, наличие аккумулярованного ма-

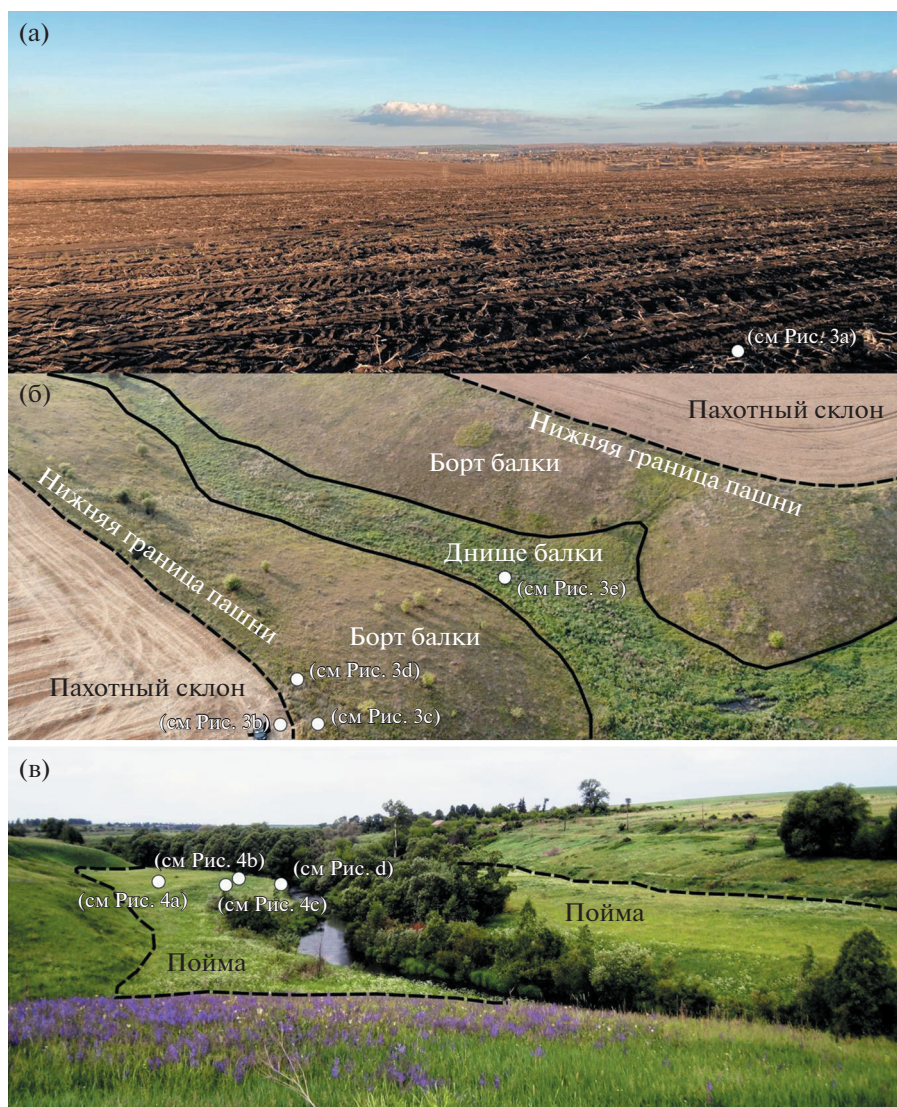


Рис. 2. Основные локации отбора образцов и проведения измерений *in situ*: а — распахиваемый склон междуречья; б — балки и их сочленение с распахируемыми склонами; в — пойма р. Локны.

териала с незадернованной поверхностью или микрорельефу поверхности и неоднородности в строении растительного покрова. В выбранных точках проводили замер активности ^{137}Cs в разрезе или скважине в заданных глубинных интервалах и послойный отбор проб почвы в другом разрезе, заложенном на расстоянии менее 1 м.

Активность ^{137}Cs измеряли с помощью портативных спектрометров производства КБ “Радар” (<https://kbradar.org/atom-spectra-nano3/>) с детектором CsI(Tl) размером $10 \times 10 \times 30$ мм с кремниевым фотоумножителем. Технические характеристики используемого прибора даны в табл. 1. Опробовали две разные схемы измерения гамма-активности ^{137}Cs в почве. В основе обеих лежит принцип установки детектора вглубь почвы без коллиматора, а различия определяются способом

размещения оборудования в почве. Полученные таким образом результаты измерений можно считать релевантными для некоторой области вокруг детектора, поскольку, помимо излучения из слоя, на котором расположен детектор, учитываются гамма-кванты, приходящие из выше- и нижележащих слоев. Такое упрощение конструкции по сравнению с проводимыми ранее разработками [23] имеет свои положительные и отрицательные стороны. Главным недостатком является невозможность отделить регистрируемую активность в исследуемом слое от внешнего излучения, что предполагает сглаживание получаемого вертикального распределения. При подобного рода измерениях невозможно произвести калибровку для определения точных показателей активности, и интерпретации подлежат только показатели ин-

Таблица 1. Технические характеристики Atom Nano 3

Параметр	Значение
Детектор	Сцинтилляционный CsI(Tl) 10 × 10 × 30 мм
Диапазон энергий	20 кэВ–5 МэВ
Обнаруживаемая активность источника ^{137}Cs , находящегося на расстоянии 15 см, за время не более 2 с	50 ± 10 кБк
Типовое энергетическое разрешение для энергии 662 кэВ (^{137}Cs)	7%
Диапазон измерения мощности амбиентного эквивалента дозы	30 нЗв/ч–10 мкЗв/ч
Типовая чувствительность к гамма-излучению ^{137}Cs	100 (имп с ⁻¹)/(мкЗв ч ⁻¹)
Габаритные размеры, масса	60 × 35 × 20 мм, 40 г

тенсивности регистрации гамма-квантов. Вместе с этим регистрация излучения по всему телесному углу предполагает более быстрый набор статистически надежного количества сигналов в заданном диапазоне энергии, что дает возможность уменьшить время измерений на каждой точке. Отсутствие коллиматора снижает сложность и стоимость конструкции, а также позволяет использовать серию из компактных детекторов, производящих измерение в соседних интервалах глубины.

Первая из предложенных схем измерения гамма-активности ^{137}Cs в почве предполагала наличие вертикальной стенки разреза, в которую помещали прибор. Использовали два варианта фиксации прибора на заданной глубине. В одном из них для фиксации формировалась ниша, сопоставимая с размером прибора. Но такой вариант связан с риском обрушения стенки почвенного разреза, что могло увеличить трудозатраты и время проведения измерений. Вторым вариантом было использование специально разработанного устанавливаемого в стенку разреза штатива из полиацетала со слотами для детектора на заданной глубине. Основными недостатками такого способа являются сложность установки штатива в почву и фиксированные интервалы глубины измерения. Важно отметить, что оба описанных способа установки детектора являются весьма трудоемкими, поскольку требуют заложения почвенного разреза. Однако исследователь имеет возможность наблюдать структуру почвы и обнаруживать нарушения, связанные с биотурбациями или антропогенным вмешательством.

Для экономии времени, необходимого для помещения детектора в почву, опробовали другую схему. С помощью стального цилиндрического пробоотборника вынимали грунт для создания скважины заданного диаметра и глубины. Внутри помещали пластиковую трубку ($d = 50$ мм), внутри которой располагали детектор на металлическом основании с отметками глубины. Трубка защищает детектор от внешнего загрязнения почвенным ма-

териалом и механического воздействия и дает возможность контролировать глубину погружения прибора за счет крепления ограничителя на верхнем входном отверстии. Процесс измерения гамма-активности в скважине является удобным по двум причинам. Во-первых, выемка грунта пробоотборником и помещение в скважину оборудования занимает значительно меньше времени, чем заложение разреза. Вторым важным достоинством является возможность произвольно задавать глубину погружения прибора без риска нарушить строение почвы. Однако при измерениях в скважине исследователь лишен возможности контролировать влияние нарушений в почвенной структуре на процесс измерений. Например, высокая вероятность попадания скважины в ход животного-землероя или корня растения. Можно закладывать скважину в стенке почвенного разреза, но тогда теряется одно из основных преимуществ измерений в скважине – сокращение затрат времени на подготовительные работы. Поэтому было решено делать в каждой точке две дублирующие скважины на расстоянии менее 1 м с отдельными сериями измерений в каждой. Вероятность того, что обе скважины попадут в зону нарушений, признавалась пренебрежимо малой. Совпадение формы графиков вертикального распределения запасов и скорости счета гамма-квантов должно подтвердить корректность выбора места для измерений. В рамках полевых исследований использовали обе схемы измерения гамма-активности ^{137}Cs в почве (рис. S2–S5). Шаг измерений по глубине составил 5 см. Данные величины задали, исходя из параметров штатива, в котором предполагалась единовременная установка нескольких детекторов. В дальнейшем при измерениях в скважинах было решено сохранить такой же шаг для единообразия получаемых результатов. Максимальную глубину измерений устанавливали для каждой из точек индивидуально, она должна была быть достаточной для достоверного определения наиболее загрязненного слоя по наблюдаемой скорости счета гамма-квантов.

Послойный отбор проб почвы проводили из стенки почвенного разреза с шагом 5 см с площадью 10×10 см. Все образцы высушивали при температуре 105°C , взвешивали и гомогенизировали (растирали до размера <2 мм) в лаборатории. Часть каждого подготовленного образца (около 90 г) помещали в контейнер цилиндрической формы. Измерения концентраций ^{137}Cs в подготовленных пробах почв, наносов и пойменных отложений проводили на коаксиальном германиевом гамма-спектрометре фирмы ООО НИИП “Грин стар инструменстс” (СКС-07(09) П-Г-Р, Россия) с относительной погрешностью определения удельной активности 5–10%. Исходя из сухой массы образца и ее фиксированных геометрических параметров, рассчитывали запасы ^{137}Cs (кБк/м^2) для каждого интервала глубин, где производили измерения.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Эрозионные исследования с применением ^{137}Cs в качестве хрономаркера нуждаются в выявлении его вертикального распределения на опорных площадках, т.е. участках, где достоверно отсутствовало поступление или вынос материала в течение всего исследуемого периода. Оптимальным вариантом опорной площадки является водораздельная поверхность с целинной травянистой растительностью, где поступивший из атмосферы черномыльский радиоцезий зафиксирован в верхнем слое почвы. В бассейне р. Плавы целинные водораздельные участки практически отсутствуют, поэтому референсный разрез был заложен на распаханной поверхности местного водораздела. Выпавший в первые месяцы после Чернобыльской аварии на поверхность сельскохозяйственных полей черномыльский радиоцезий той же весной был относительно равномерно распределен в пределах пахотного горизонта. Глубина вспашки в эти годы составляла в среднем 25–27 см, раз в 5 лет проводилась глубокая вспашка до глубины около 30 см. В дальнейшем глубина вспашки сократилась до 14–16 см. При достаточно длительном периоде обработки почвы на определенную глубину на нижней границе пахотного горизонта формируется плужная подошва — уплотненный горизонт мощностью первые сантиметры. Плужная подошва служит механическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов. Увеличение запасов радиоцезия в слое 15–20 см на эпюре его вертикального распределения, полученной в результате лабораторного анализа послойно отобранных образцов (рис. 3а), может являться следствием аккумуляции радионуклидов на нижней границе современного пахотного горизонта над плужной подошвой. Полевые измерения в целом дублируют вертикальное распределение запасов, определен-

ных лабораторно. На графике четко выделяется наиболее загрязненная часть почвенной толщи, но контрастность распределения оказывается существенно ниже.

Со времени чернобыльской катастрофы расположение нижней границы распахаемых полей в бассейне р. Плавы практически не изменилась, пахотные угодья занимают все пространство междуречных склонов вплоть до бровок эрозионной сети. В этих условиях на нижней границе пашни формируется напашь — выраженный в рельефе вал, задерживающий часть поступающих с вышележащего склона продуктов смыва. Темпы и характер аккумуляции твердофазного вещества почвы на границе пашни и задернованного борта эрозионной формы во многом определяются тем, каким образом происходит транспорт мобилизованного эрозией материала (плоскостной смыв или концентрированный сток наносов по ложбинам). Разрез и скважины закладывали на пашне на поверхности конуса выноса склоновой ложбины в 2 м от нижней границы поля. В течение всего постчернобыльского периода здесь происходило накопление почвенно-грунтового материала. В результате интенсивной аккумуляции напашь практически нивелирована, и часть наносов поступает на задернованный борт балки. Послойный пробоотбор проводили в 2019–2021 гг. до глубины 50 см. Полученное в результате лабораторного анализа образцов вертикальное распределение ^{137}Cs показало, что черномыльский пик залегает ниже этой отметки. В сезон 2022 г. в этой же точке проводили измерения в скважине, которые достоверно показали, что накопившаяся после 1986 г. толща не пройдена (рис. 3б). Если бы измерения *in situ* в скважине производили одновременно с заложением разреза, они бы позволили оперативно скорректировать схему послойного пробоотбора для гарантированного достижения глубины залегания черномыльского пика.

На задернованном борту балки точки измерений были заложены в местах предполагаемой аккумуляции материала, поступающего с распаханых склонов ее водосбора. Интенсивность поступления продуктов смыва в выбранных точках различна, но условия осадконакопления одинаковы: весной 1986 г. ^{137}Cs выпал на задернованный борт балки и закрепился на его поверхности. В последующие годы здесь происходило последовательное отложение все менее и менее активных наносов. В вертикальном распределении радиоцезия, полученном по результатам анализа послойных образцов и измерениям в скважинах, четко выделяется черномыльский пик, маркирующий положение дневной поверхности 1986 г. (рис. 3б, 3д).

В днище балки смытый с распаханых склонов материал поступает в основном через верховья ее

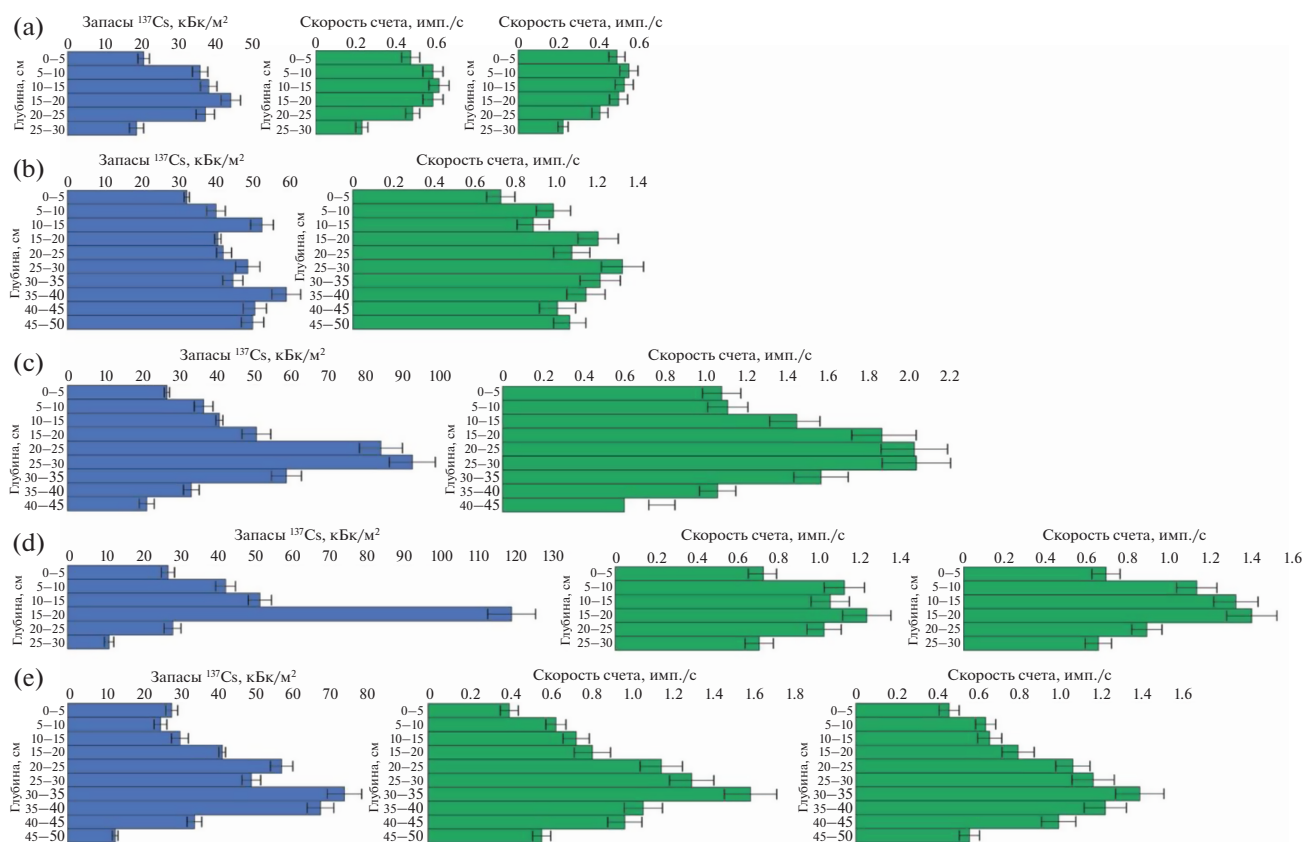


Рис. 3. Сопоставление послыстного распределения запасов ^{137}Cs в почве (синие графики) и интенсивности регистрации гамма-квантов (CPS), полученных с помощью измерений *in situ* в скважине: а — распахиваемый склон; б — нижняя часть распахиваемого склона перед напашью; в, д — борт балки в месте предполагаемой аккумуляции наносов, поступающих с распахиваемого склона; е — днище балки.

отвершков и по ложбинам, расчленившим ее борта. В случае наличия в днище активных вторичных врезов возможно переотложение продуктов их размыва. При прохождении больших объемов стока во время снеготаяния или интенсивных ливней часть ранее отложившихся наносов может выноситься через устьевой створ. Разрез и скважины в днище балки были заложены в зоне преимущественной аккумуляции, где в настоящее время вторичные врезы отсутствуют. В полученных эпюрах вертикального распределения скорости счета и запасов ^{137}Cs черномыльский пик фиксируется на одинаковой глубине 35–40 см (рис. 3е).

В последние три десятилетия вследствие очень низких уровней весенних половодий ежегодному затоплению подвергалась только низкая пойма рек бассейна Плавы [6]. Вертикальное распределение ^{137}Cs в отложениях низкой поймы р. Локны (до 1 м над меженным уровнем) характеризуется очень четко выраженным пиком содержания радиоцезия, перекрытым толщей наносов, активность которых достаточно резко уменьшается к современной дневной поверхности. Такой вид эпюры вертикального распределения ^{137}Cs связан

с уменьшением в половодном стоке рек доли материала, поступающего с поверхности речных бассейнов, и соответственно с увеличением доли наносов, образующихся в результате русловой эрозии. Затопление среднего уровня поймы (1.5–2 м над меженным уровнем) в отдельные годы могло происходить локально в зависимости от микрорельефа ее поверхности. Высокая пойма (2.5–3.5 м над меженным уровнем) не затоплялась в постчернобыльский период, и осадконакопление на ее поверхности практически отсутствует.

Сравнение серии измерений в стенке разреза, проведенных на разных уровнях поймы р. Локны, с результатами лабораторных анализов послыстных образцов показало, что достоверное и точное выделение слоя с максимальными запасами ^{137}Cs при измерениях *in situ* возможно только в случае сравнительно интенсивной постчернобыльской аккумуляции с существенным уменьшением концентрации радионуклида во вновь поступающих наносах. Именно такая ситуация была зафиксирована на низкой пойме р. Локны (рис. 4с). На поверхности высокой поймы постчернобыльская

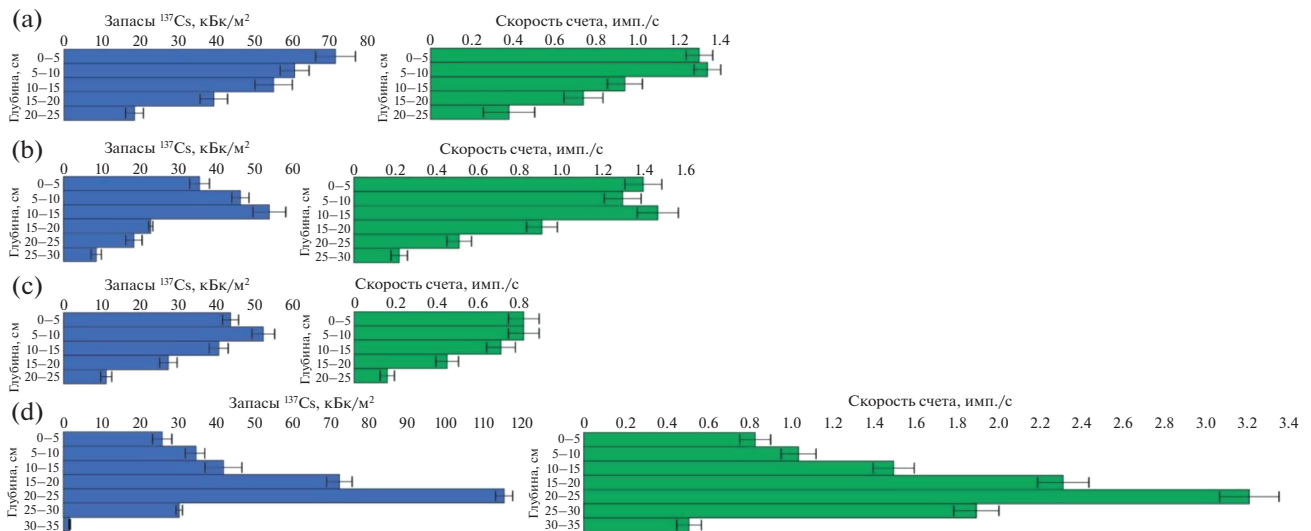


Рис. 4. Сопоставление послойного распределения запасов ^{137}Cs в почве (синие графики) и интенсивности регистрации гамма-квантов (CPS), полученных с помощью измерений *in situ* в стенке почвенного разреза: а — высокая пойма; б, с — средняя пойма; д — низкая пойма.

аккумуляция отсутствует, что подтверждается характером вертикального распределения ^{137}Cs , полученным в результате использования обоих методов (рис. 4а). В отложениях средней поймы, возможно, в связи с отсутствием четко выраженного чернобыльского пика, сходимость данных послойного пробоотбора и измерений в стенке разреза невелика (рис. 4б, 4с).

Сопоставление данных, полученных в результате измерений *in situ* в стенках разрезов и скважинах и лабораторного анализа послойных образцов, показало умеренно положительную корреляционную связь между скоростью счета гамма-квантов и запасами ^{137}Cs в исследуемой толще (рис. 5). Однако возможны существенные отклонения от прямой зависимости, что может приводить к некорректной интерпретации результатов. Искажения связаны с отсутствием экранирования излучения, которое не предполагается в данной схеме измерений, и могут быть подразделены на два типа.

Первый тип возникает в случае наличия в отложениях слоя с ярко выраженным пиком содержания запасов ^{137}Cs , излучение из которого может регистрироваться, когда прибор находится в близлежащих глубинных интервалах. В результате происходит сглаживание пика вплоть до невозможности достоверного определения глубины его залегания. Наиболее критично такое искажение в случаях, когда интенсивность аккумуляции невелика или аккумуляция отсутствует вовсе (рис. 4а, 4с). Гораздо более точные результаты удастся получить в случае, когда «чернобыльский пик» оказывается перекрыт сверху толщей осадков со значительно меньшим уровнем содержа-

ния радионуклидов. Уменьшение концентрации ^{137}Cs в наносах, поступающих с распаханых склонов водосбора, происходит из-за того, что вследствие смыва верхней части пахотного горизонта ежегодно подпахиваются нижележащие «чистые» слои почвы. Подобное вертикальное распределение радионуклидов характерно для зон, где за счет концентрации склонового или речного стока наносов происходит интенсивная аккумуляция материала: борта (рис. 3с, 3д) и днища балок (рис. 3е), и низкая пойма (рис. 4д). Второй тип искажений при измерении выражается в выявлении слоя с максимальной скоростью счета в толщах наносов, где происходило перемешивание и относительно равномерное распределение радионуклидов по почвенному профилю. В результате наиболее плотный поток гамма-квантов оказывается в центральной части таких толщ (рис. 3а, 3б). В некоторых случаях описанные эффекты могут накладываться друг на друга (рис. 4б). В результате слой с максимальным показателем скорости счета не может рассматриваться в качестве «чернобыльского пика», т.е. не маркирует глубину погребения дневной поверхности, соответствующей моменту выпадения радионуклида.

Описанные выше искажения указывают на то, что применение портативного гамма-детектора без коллиматора может быть успешным в случае, когда вертикальное распределение радионуклидов в пределах исследуемой аккумулятивной позиции рельефа уже предварительно определено при помощи послойного пробоотбора. Таким образом, полевые измерения могут служить способом более густого расположения точек получения фактического материала для обоснования экс-

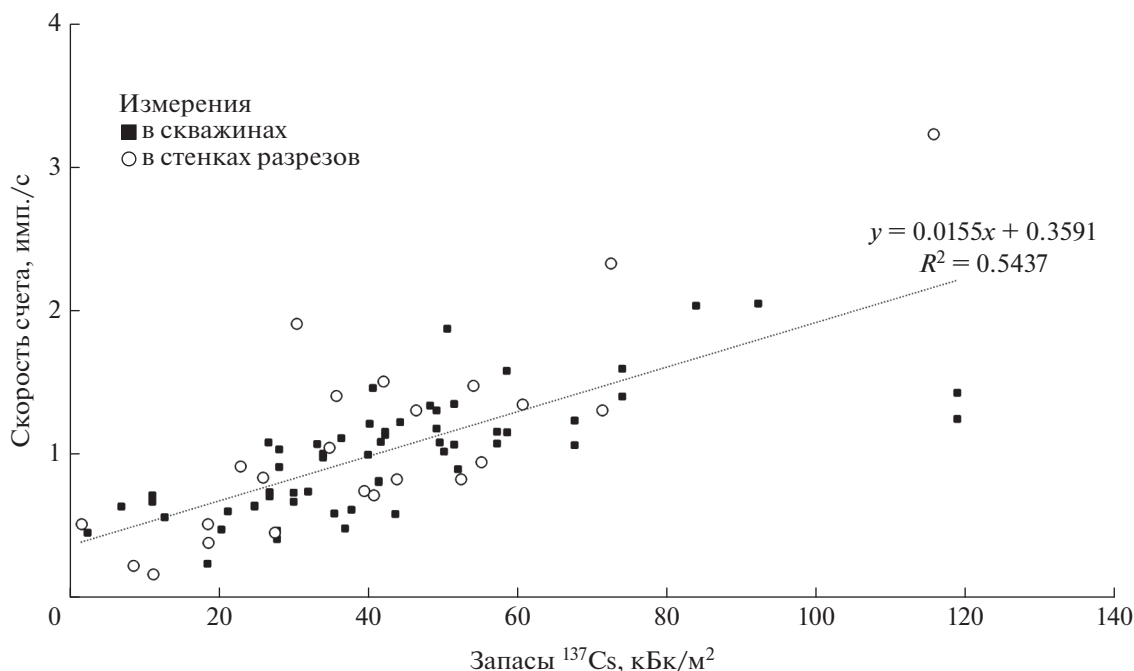


Рис. 5. Корреляция между запасами ^{137}Cs в слое, соответствующем глубине положения детектора, и интенсивностью регистрации гамма-квантов на заданной глубине. Линия тренда дана для всех измерений в совокупности.

траполяции показателей интенсивности осадко-накопления, оцененных путем радиоцезиевого датирования в пределах заданных геоморфологических границ.

Кроме того, проведение предварительных полевых измерений может оптимизировать процесс полевых исследований, предоставляя возможность приблизительно оценить мощность загрязненной толщи в заданной точке. Проведение такой процедуры позволит избежать проблемы недостаточной глубины отбора послойных проб. Это особенно важно, если между проведением полевых исследований и лабораторной обработкой проходят значительные интервалы времени, а процедура доставки материала в лабораторию связана с высокими трудозатратами.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенное исследование показало, что применение экспресс-анализа вертикального распределения ^{137}Cs в почвенной толще совместно с обязательным послойным пробоотбором в разрезах может быть успешно использовано для определения интенсивности накопления наносов в зонах с высоким уровнем радиоактивного загрязнения. Достаточно быстрое получение большого массива данных о мощности слоя аккумуляции позволит детально выявить пространственную неоднородность проявлений эрозионно-аккумулятивных процессов на исследуемых геоморфологических позициях. Кроме того, проведение

предварительных полевых измерений гамма-активности дает возможность заранее определить необходимую глубину послойного пробоотбора и избежать получения недостаточного объема фактических данных.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках реализации проекта РНФ № 21-77-00050.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Таблица S1. Некоторые параметры почвенного покрова в точках полевых измерений.

Рис. S1. Фото исследованных почвенных разрезов.

Рис. S2. Мобильный гамма-спектрометр Atom Spectra Nano3 (КБ Радар <https://kbradar.org/atom-spectra-nano3/>).

Рис. S3. Схема штатива для размещения гамма-детектора в стенке разреза.

Рис. S4. Процесс измерений гамма-активности в стенке почвенного разреза с использованием штатива.

Рис. S5. Цилиндрический интегральный пробоотборник (Eijkelkam) (a); размещение ПВХ-трубы в скважине $d = 50$ мм (b); процесс измерений гамма-активности в скважине (c).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас современных и прогнозных аспектов по следствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Белоруссии. М.—Минск: АСПА Россия—Беларусь, 2009. 139 с.
2. Геннадиев А.Н., Голосов В.Н., Чернянский С.С., Маркелов М.В., Беляев В.Р., Иванова Н.Н., Ковач Р.Г. Сравнительная оценка содержания в почвах магнитных сферул, ^{137}Cs и ^{210}Pb для целей индикации эрозивно-аккумулятивных процессов // Почвоведение. 2006. № 10. С. 1218–1234.
3. Голосов В.Н., Куксина Л.В., Иванов М.М., Фролова Н.Л., Иванова Н.Н., Беляев В.Р. Оценка перераспределения ^{137}Cs в пойменных отложениях реки Упы (Тульская область) после аварии на Чернобыльской АЭС // Известия РАН. Сер. географическая. 2020. № 1. С. 67–79. <https://doi.org/10.31857/S2587556620010082>
4. Иванов М.М., Гуринов А.Л., Иванова Н.Н., Коноплев А.В., Константинов Е.А., Кузьменкова Н.В., Терская Е.В., Голосов В.Н. Динамика накопления ^{137}Cs в донных осадках Щекинского водохранилища за постчернобыльский период // Радиационная биология. Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 6. С. 651–663.
5. Иванова Н.Н., Голосов В.Н., Маркелов М.В. Сопоставление методов оценки интенсивности эрозивно-аккумулятивных процессов на обрабатываемых склонах // Почвоведение. 2000. № 7. С. 898–906.
6. Иванова Н.Н., Шамигурина Е.Н., Голосов В.Н., Беляев В.Р., Маркелов М.В., Парамонова Т.А., Эвхар О. Оценка перераспределения ^{137}Cs экзогенными процессами в днище долины р. Плава (Тульская область) после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2014. № 1. С. 24–34.
7. Ратников А.И. Геоморфологические и агропочвенные районы Тульской области // Почвенное районирование СССР. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1960. С. 92–115.
8. Филиппов Е.М. Гамма-гамма-каротаж с генератором гамма-квантов // Известия Томского политехнического ин-та. 1959. № 1 С. 87–95.
9. Bertozzi W., Ellis D.V., Wahl J.S. The physical foundation of formation lithology logging with gamma rays // Geophysics. 1981. V. 46. № 10. P. 1439–1455.
10. Chesnokov A.V., Govorun A.P., Fedin V.N., Ivanov O.P., Liksonov V.I., Potapov V.N., Shcherbak S.B., Smirnov S.V., Urutskoev L.I. Method and device to measure ^{137}Cs soil contamination in-situ // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment. 1999. V. 420. № 1–2. P. 336–344. [https://doi.org/10.1016/S0168-9002\(98\)00761-X](https://doi.org/10.1016/S0168-9002(98)00761-X)
11. Feng T.C., Jia M.Y., Feng Y.J. Method-sensitivity of in-situ γ spectrometry to determine the depth-distribution of anthropogenic radionuclides in soil // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment. 2012. V. 661. № 1. P. 26–30. <https://doi.org/10.1016/j.nima.2011.09.014>
12. Fogh C.L., Andersson K.G., Roed J. In situ performance of the CORAD device measuring contamination levels and penetration ratio of ^{137}Cs // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms. 2000. V. 160. № 3. P. 408–414. [https://doi.org/10.1016/S0168-583X\(99\)00611-4](https://doi.org/10.1016/S0168-583X(99)00611-4)
13. Gering F., Kiefer P., Fesenko S., Voigt G. In situ gamma-ray spectrometry in forests: determination of kerma rate in air from ^{137}Cs // J. Environ. Radioactiv. 2002. V. 61. № 1. P. 75–89. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00116-3](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00116-3)
14. Golosov V.N. Special considerations for areas affected by Chernobyl fallout // Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides. Dordrecht: Springer, 2002. P. 164–183.
15. Ignatov S.M., Chirkin V.M., Potapov V.N., Ivanov O.P., Stepanov V.E., Meng L.J. Environmental monitoring using large-volume CsI (TI) scintillation counters // 2001 IEEE Nuclear Science Symposium Conference Record (Cat. No. 01CH37310). 2001. V. 1. P. 380–384. <https://doi.org/10.1109/NSSMIC.2001.1008481>
16. Ivanov M.M., Konoplev A.V., Walling D.E., Konstantinov E.A., Gurinov A.L., Ivanova N.N., Kuzmenkova N.V., Tsyplenkov A.S., Ivanov M.A., Golosov V.N. Using reservoir sediment deposits to determine the longer-term fate of chernobyl-derived ^{137}Cs fallout in the fluvial system // Environ. Poll. 2021. V. 274. P. 116588. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116588>
17. Konoplev A.V., Ivanov M.M., Golosov V.N., Konstantinov E.A. Reconstruction of long-term dynamics of Chernobyl-derived ^{137}Cs in the upa river using bottom sediments in the Scheckino reservoir and semi-empirical modelling // Proceedings IAHS “Land use and climate change impacts on erosion and sediment transport. 2019. V. 381. P. 95–99. <https://doi.org/10.5194/piahs-381-95-2019>
18. Laedermann J.P., Byrde F., Murith C. In-situ gamma-ray spectrometry: the influence of topography on the accuracy of activity determination // J. Environ. Radioactiv. 1998. V. 38. № 1. P. 1–16. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(97\)00025-8](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(97)00025-8)
19. Likar A., Omahen G., Vidmar T., Martincic R. Method to determine the depth of Cs-137 in soil from in-situ gamma-ray spectrometry // J. Phys. D: Appl. Phys. 2000. V. 33. № 21. P. 2825.
20. Linnik V.G., Brown J.E., Dowdall M., Potapov V.N., Surkov V.V., Korobova E.M., Volosov A.G., Vakulovsky S.M., Tertyshnik E.G. Radioactive contamination of the Balchug (Upper Yenisey) floodplain, Russia in relation to sedimentation processes and geomorphology // Sci. Total Environ. 2005. V. 339. № 1–3. P. 233–251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.033>
21. Linnik V.G., Brown J.E., Dowdall M., Potapov V.N., Nosov A.V., Surkov V.V., Sokolov A.V., Wright S.M., Borghuis S. Patterns and inventories of radioactive contamination of island sites of the Yenisey River, Russia // J. Environ. Radioactiv. 2006. V. 87. № 2. P. 188–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.11.011>
22. Martynenko V.P., Linnik V.G., Govorun A.P., Potapov V.N. Comparison of the Results of Field Radiometry and Sampling in the Investigation of ^{137}Cs Soil Content in Bryansk Oblast // Atomic Energy. 2003. V. 95. № 4. P. 727–733. <https://doi.org/10.1023/b:aten.0000010992.31484.3c>
23. Potapov V.N., Ivanov O.P., Chirkin V.M., Ignatov S.M. A dip detector for in situ measuring of Cs-137 specific soil activity profiles // IEEE Transactions on Nuclear

- Science. 2001. V. 48. № 4. P. 1194–1197.
<https://doi.org/10.1109/23.958749>
24. Potapov V.N., Danilovich A.S., Ignatov S.M., Volkovich A.G., Ivanov O.P., Stepanov V.E., Volkov V.G. Non-Destructive Measurements of the Characteristics of Radioactive Contamination of Near Surface Layers of Concrete and Ground with Collimated Spectrometric Detectors // Proceedings of the Waste Management Symposia. 2006.
 25. Povinec P.P., Osvath I., Baxter M.S. Underwater gamma-spectrometry with HPGe and NaI (Tl) detectors // Appl. Radiation Isotopes. 1996. V. 47. № 9–10. P. 1127–1133.
[https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(96\)00118-2](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(96)00118-2)
 26. Slatt R.M., Jordan D.W., D'Agostino, A.E., Gillespie R.H. Outcrop gamma-ray logging to improve understanding of subsurface well log correlations // Geological Society. 1992. V. 65. № 1. P. 3–19.
<https://doi.org/10.1144/GSL.SP.1992.065.01.02>
 27. Sowa W., Martini E., Gehrcke K., Marschner P., Naziry M.J. Uncertainties of *in situ* gamma spectrometry for environmental monitoring // Radiation Protection Dosimetry. 1989. V. 27. № 2. P. 93–101.
<https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a080450>
 28. Stepanov A., Ivanov O., Potapov V., Stepanov V., Volkovich A., Semin I., Simirskii I. Development and Application of Collimated Spectrometric Systems for the Characterization of Radioactive Contamination of Decommissioned Facilities // WM2015 Conf. Proceedings-15030. Phoenix, 2015. P. 1–12.
 29. Tyler A.N. High accuracy *in situ* radiometric mapping // J. Environ. Radioactiv. 2004. V. 72. № 1–2. P. 195–202.
[https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(03\)00202-9](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(03)00202-9)
 30. Varley A., Tyler A., Dowdall M., Bondar Y., Zabrotski V. An *in situ* method for the high resolution mapping of ^{137}Cs and estimation of vertical depth penetration in a highly contaminated environment // Sci. Total Environ. 2017. V. 605. P. 957–966.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.067>
 31. Varley A., Tyler A., Bondar Y., Hosseini A., Zabrotski V., Dowdall M. Reconstructing the deposition environment and long-term fate of Chernobyl ^{137}Cs at the floodplain scale through mobile gamma spectrometry // Environ. Poll. 2018. V. 240. P. 191–199.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.112>
 32. Vetrov V.A., Alexeenko V.A., Poslovin A.L., Chereminisov A.A., Nikitin A.A., Bovkun L.A. Radionuclide washout from natural catchments in the Dnieper River basin // J. Hydrology Meteorology. 1990. № 2. P. 120–123.
 33. Zombori P., Németh I., András A., Lettner H. In-situ gamma-spectrometric measurement of the contamination in some selected settlements of Byelorussia (BSSR), Ukraine (UkrSSR) and the Russian Federation (RSFSR) // J. Environ. Radioactiv. 1992. V. 17. № 2–3. P. 97–106.

Express Analysis of Vertical Distribution of ^{137}Cs to Assess the Rates of Erosion and Accumulation Processes in the Zone of Intense Radioactive Contamination

M. M. Ivanov^{1, 2, *} and N. N. Ivanova²

¹*Institute of Geography of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

²*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

*e-mail: ivanovm@bk.ru

Field gamma-sensing under conditions of intense radioactive contamination has shown high productivity in studying the migration sediment associated pollutants via erosion and accumulation processes. The purpose of the presented work is to evaluate the applicability of compact gamma detectors without a collimator that narrows the area of gamma radiation registration to determine the vertical distribution of Chernobyl-derived ^{137}Cs . Accumulative strata of sediments formed within the “Plavsk radioactive hot spot” in the southern part of the Tula region were chosen as the object of research. By comparing the obtained vertical distribution of the gamma quantum counting rate and the actual distribution of ^{137}Cs deposits, the resulting distortions in the estimation of the relative vertical distribution of radionuclides in the soil were considered, limiting the applicability of the proposed measurement scheme. The main prospects for further application of the gamma-sensing technique of soil cover at relatively high concentrations of radionuclides in accumulated sediments were identified.

Keywords: radiocesium method, Plavsk radioactive hot spot, Tula region, Luvic Chernozems