

УДК 539.12.08 + 504.054

**ПОРТАТИВНЫЙ БЕТА-СПЕКТРОМЕТР ДЛЯ ПОЛЕВЫХ ИЗМЕРЕНИЙ
АКТИВНОСТИ ^{90}Sr В РАДИОЭКОЛОГИИ И ПРИ РЕАБИЛИТАЦИИ ОБЪЕКТОВ
ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ**

Потапов В.Н., Иванов О.П., Лукьянов В.В., Степанов В.Е. (НИЦ «Курчатовский ин-т», г. Москва),

Коробова Е.М. (ГЕОХИ РАН им. В.И. Вернадского, г. Москва),

Михайловская Л.Н. (ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург)

e-mail: ivanov_op@nrcki.ru

При реабилитации временных хранилищ радиоактивных отходов, выводе из эксплуатации объектов использования атомной энергии, как правило, помимо основных долгоживущих γ -излучающих ^{60}Co и ^{137}Cs , в них содержатся ^{90}Sr и ^{90}Y , которые являются чистыми β -излучающими. ^{90}Sr занимает особое место из-за высокой подвижности в водной и почвенных средах [1]. Являясь химическим аналогом стабильного кальция, ^{90}Sr может через пищевые цепочки попадать и накапливаться в костных тканях (^{90}Sr — остеотропный радионуклид), что делает его опасным с радиозэкологической точки зрения.

Традиционным способом определения ^{90}Sr является радиохимический анализ, использующий методы выделения и концентрирования радионуклидов с последующим измерением активности. Этот подход определения его активности является достаточно трудоемким, долговременным и дорогостоящим. Альтернативой методам радиохимии могут служить радиометрические способы. Недостатком радиометрических методов, как правило, является их более низкая чувствительность. Однако они являются оперативными, дешевыми, что делает их конкурентоспособными, если измеряемый уровень активности ^{90}Sr выше предела чувствительности. В настоящее время имеются радиометрические приборы для измерения ^{90}Sr в лабораторных условиях [2—4]. При выполнении реабилитационных работ на площадках временного хранения радиоактивных отходов, выводе из эксплуатации объектов использования атомной энергии, обследовании пойменных участков рек, загрязненных радионуклидами, ^{90}Sr в счетных образцах почти всегда содержится вместе с другими техногенными радионуклидами, такими, как ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{152}Eu и др. Поэтому разработка метода, обеспечивающего непосредственное измерение удельной активности ^{90}Sr в почве, бетоне,

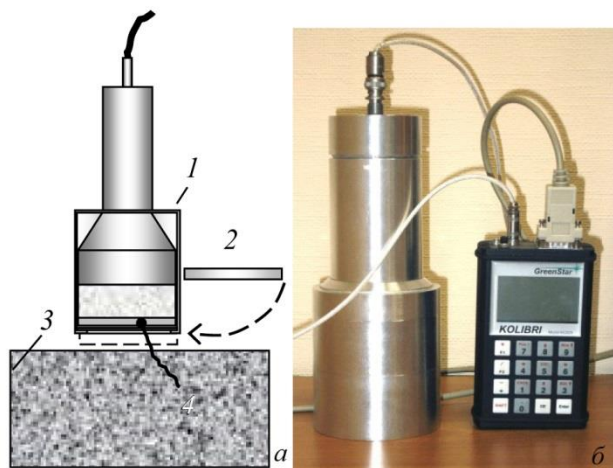
воде при содержании в них одновременно техногенных γ - и β -излучающих нуклидов, в частности, ^{137}Cs , ^{60}Co , является актуальной задачей.

В радиозэкологических исследованиях инструментальные методы анализа позволяют проводить исследования на значительно более высоком уровне, не только изучать пространственную структуру локальных процессов перераспределения радионуклидов в системе почва—вода—растение, но и выявлять особенности их миграции на недостижимом ранее уровне точности в полевых условиях.

В настоящей работе дано описание метода и приборного средства для измерения удельной активности ^{90}Sr в образцах проб как на местности (in-situ), так и в лабораторных условиях с примерами их использования при решении радиозэкологических и реабилитационных задач. Описание первого варианта этого прибора и его применение приведены в работах [5, 6].

Метод измерения удельной активности ^{90}Sr в полевых условиях. ^{90}Sr вместе с дочерним ^{90}Y являются чистыми β -излучающими радионуклидами, распад которых не сопровождается испусканием фотонов. Для определения в полевых условиях содержания ^{90}Sr в почве, бетонных конструкциях и др. была реализована схема β -спектрометрических измерений, показанная на рис. 1. В качестве регистрирующей части детектора для полевой β -спектрометрии используется пластиковый сцинтиллятор. Такой сцинтиллятор из-за низкой плотности вещества $\sim 1 \text{ г/см}^3$ и атомного номера материала имеет низкую эффективность регистрации фонового γ -излучения техногенных и естественных радионуклидов.

Для определения удельной активности ^{90}Sr и его равновесного дочернего ^{90}Y по результатам β -спектрометрических измерений необходимо выделить полезный сигнал, обусловленный ре-



Р и с. 1. Схема измерения (а) и внешний вид спектрометра (б): 1 — спектрометрический детектор; 2 — алюминиевый фильтр (~3 мм); 3 — контролируемая среда; 4 — траектория электрона, зарегистрированного детектором

гистрацией β -частиц ^{90}Y , на фоне сигнала детектора, связанного с регистрацией γ - и β -излучения естественных и техногенных радионуклидов. Максимальная энергия β -частиц, испускаемых ^{90}Y , составляет 2284 кэВ, что позволяет выделить полезный сигнал в высокоэнергетической части спектра.

Основной задачей любого способа измерения является выделение полезного сигнала, что обычно связано с нахождением оптимальных границ рабочих энергетических интервалов в регистрируемом спектре и оценкой фоновой составляющей спектра. Для решения этой задачи была создана математическая модель детектора, позволяющая рассчитывать аппаратные β - и γ -спектры излучения техногенных и естественных радионуклидов. Такая модель детектора основана на моделировании методом Монте-Карло переноса и взаимодействия β - и γ -частиц в почве и чувствительном объеме детектора. Пластиковый детектор имеет низкую эффективность регистрации γ -излучения, тем не менее основной вклад в фоновую составляющую измеряемого спектра вносят фотоны, а не β -частицы естественных радионуклидов. Это объясняется тем, что пробег β -частиц в контролируемой среде невелик (несколько миллиметров), пробег фотонов может составлять десятки сантиметров. Из-за объемного фактора накопления фотонного излучения в окружающей среде вклад γ -составляющей является преобладающим.

Для выделения γ - и β -составляющих регистрируемого спектра излучения используется алюминиевый фильтр толщиной 3 мм (алюминиевая пластина), который почти без ослабления пропускает фотоны естественных радионуклидов и полностью задерживает β -частицы. Поэтому для выделения β -составляющей спектра излучения необходимо проводить два измерения: с алюминиевым фильтром (дополнительное измерение) и без фильтра (основное измерение). Искомый β -компонент определяется путем вычитания дополнительного спектра (γ -компонент) из основного регистрируемого спектра.

Основными задачами при разработке метода являются определение рабочего энергетического интервала в измеряемом спектре и оценка β -составляющей фона. Под рабочим энергетическим интервалом понимается та область спектра, которая используется для определения активности ^{90}Sr . Дополнительное измерение (с фильтром) позволяет полностью исключить вклад фотонной составляющей фона, однако для определения β -фона естественных радионуклидов применялся другой подход.

В условиях загрязнения техногенными радионуклидами сопутствующими ^{90}Sr являются ^{137}Cs и ^{60}Co , поэтому γ -фон энергией выше ~1,1 МэВ формируется только γ -излучением естественных радионуклидов. Для оценки β -фона естественных радионуклидов в рабочем диапазоне энергии можно использовать корреляционную зависимость между β - и γ -компонентом их фонового спектра в области энергии выше 1,1 МэВ. Следует отметить, что здесь имеется в виду не энергия γ -квантов, падающих на детектор, а высокоэнергетическая граница функции отклика детектора при регистрации этих квантов, т.е. область аппаратного спектра, выделенная на его энергетической шкале. Это объясняется тем, что сцинтилляционная пластина детектора состоит из пластика (полистирол), фотопоглощение у которого при такой энергии γ -излучения отсутствует. Основным процессом взаимодействия является комптоновское рассеяние. Поскольку сцинтилляционная пластина тонкая, то такие γ -кванты испытывают, в основном, однократное рассеяние, поэтому в высокоэнергетической части аппаратного спектра

регистрируется только комптоновский край. В тонком сцинтилляторе не формируется пик полного поглощения. Таким образом, положения комптоновских краев излучения указанных техногенных радионуклидов на энергетической шкале аппаратного спектра находятся в области не выше 1,1 МэВ.

С учетом наличия корреляционной зависимости между γ - и β -составляющими фона определение удельной активности ^{90}Sr (^{90}Y) сводится к реализации вычислительной процедуры

$$n_{\text{Sr}} = [n_{\text{e}\gamma}(\Delta E_e) - n_{\gamma}(\Delta E_e)] - [an_{\gamma}(\Delta E_{\gamma}) + b];$$

$$A_{\text{Sr}} = n_{\text{Sr}} C_{\text{K}},$$

где $n_{\text{e}\gamma}(\Delta E_e)$, $n_{\gamma}(\Delta E_e)$ — скорость счета в рабочем энергетическом диапазоне спектра ΔE_e основного и дополнительного измерения соответственно; $n_{\gamma}(\Delta E_{\gamma})$ — скорость счета дополнительного спектра в интервале ΔE_{γ} ; дополнительный интервал $\Delta E_{\gamma} \in [1,09—2]$ МэВ и константы a , b выбирали из условия минимума погрешности оценки β -составляющей фона естественных радионуклидов; A_{Sr} — измеряемая удельная активность; C_{K} — калибровочный коэффициент, численно равный обратной скорости счета β -частиц в интервале ΔE_e для единичной удельной активности ^{90}Sr (^{90}Y) счетного образца.

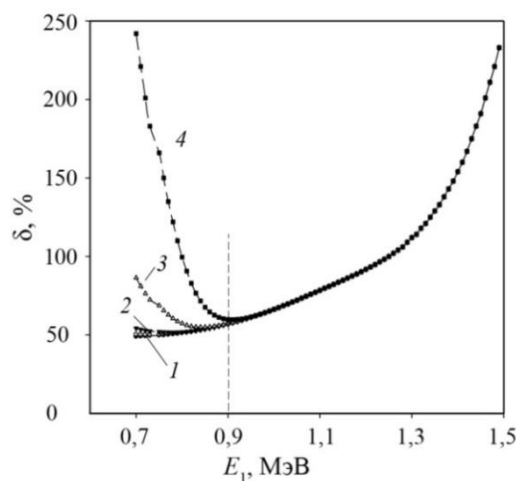
Границы рабочего интервала $\Delta E_e = E_2 - E_1$ определяли по критерию минимизации погрешности измеряемого полезного сигнала стронция (иттрия) с учетом влияния излучения техногенных ^{137}Cs и ^{60}Co .

Пластиковый сцинтиллятор с чувствительным слоем 6 мм имеет 100%-ное поглощение β -частиц ^{90}Y , равномерно распределенного в почве. Однако, как показали расчеты, толщина сцинтиллятора может быть равна 3,5 мм. При такой толщине сцинтиллятора аппаратный спектр электронов ^{90}Y , в основном, деформируется в высокоэнергетической части спектра, смещаясь по энергетической шкале в область меньшей энергии, поэтому правая граница рабочего интервала E_2 выбрана равной 2 МэВ. При такой толщине пластины заметным образом уменьшается объем сцинтиллятора — примерно на 42%, что существенно снижает эффективность регистрации γ -фона. При регистрации

γ -излучения таким детектором его эффективность пропорциональна объему.

Левая граница рабочего диапазона E_1 оценивалась по влиянию высокоэнергетических β -частиц ^{137}Cs ($E_{\text{макс}} = 1,17$ МэВ с выходом на распад $\sim 5,6\%$).

На рис. 2 показана зависимость относительной погрешности определения удельной активности ^{90}Sr от нижней границы интервала E_1 при наличии в почве техногенного ^{137}Cs с разной удельной активностью. Минимум погрешности измерения приходится на $E_1 = 0,9$ МэВ при соотношении активности $A_{\text{Cs}}:A_{\text{Sr}} = 1000:1$. Таким образом, в качестве рабочего энергетического интервала был выбран $\Delta E_e \in [0,9—2]$ МэВ.



Р и с. 2. Влияние β -излучения ^{137}Cs на точность определения удельной активности ^{90}Sr ($A_{\text{уд}} = 100$ Бк/кг) при активности цезия в почве 1 (1), 10 (2), 30 (3), 100 кБк/кг (4)

При реабилитационных работах ^{60}Co тоже является часто встречающимся техногенным радионуклидом, поэтому его влияние также следует оценивать при измерении ^{90}Sr . Поскольку ^{60}Co является и β -излучающим, то интерес представляют β -частицы максимальной энергией 0,318 ($\sim 100\%$) и 1,49 МэВ (0,12%). Несмотря на то что β -частицы энергией 0,318 МэВ имеют почти 100%-ный выход, в рабочей энергетической области $\Delta E_e \in [0,9—2]$ МэВ они не оказывают влияния. Влиянием β -частиц с малым выходом 0,12% при отношении активности ^{60}Co к активности ^{90}Sr $A_{\text{Co}}/A_{\text{Sr}} \geq 10^3$ пренебречь нельзя. Одним из возможных путей исключения такого влияния является сдвиг левой границы рабочего энергетического интервала до уровня

1,2 МэВ. Такая ситуация возникает крайне редко, и тем не менее процедура ее учета заложена в алгоритм обработки данных измерений, при котором автоматически выбирается рабочая область в аппаратурном спектре. Это осуществляется следующим образом. Удельную активность ^{90}Sr оценивают по двум энергетическим интервалам: $\Delta E_e \in [0,9-2]$ и $\Delta E'_e \in [1,2-2]$ МэВ. Если удельная активность ^{90}Sr совпадает в пределах статистических погрешностей измерений, первый интервал выбирается в качестве рабочего, в противном случае — второй.

Расчеты показали, что минимальная измеряемая активность стронция предложенным методом составляет 60—100 Бк/кг в отсутствие других техногенных радионуклидов и ~125 Бк/кг при наличии в почве только ^{137}Cs удельной активностью до 100 кБк/кг. Минимальная измеряемая активность рассчитывалась в соответствии с определением, данным в работе [7]. Содержание ^{60}Co большой активности в почве, что является редким, но возможным событием, приводит к изменению минимальной измеряемой активности примерно в 2 раза и составляет ~200 Бк/кг. Минимальная измеряемая активность оценивалась также экспериментальным путем в двух случаях — при измерении в лабораторных и полевых условиях.

Приборное обеспечение для измерения активности ^{90}Sr радиометрическим способом. Для лабораторных или полевых измерений по предложенной методике был изготовлен сцинтилляционный блок детектирования, в котором потоки γ - и β -излучения регистрировались пластиковым сцинтиллятором, изготовленным из пластины полистирола (цилиндрическая шайба диаметром 80, толщиной 3,5 мм) с общей чувствительной площадью ~43 см². Если сцинтилляционную пластину соединять непосредственно с фотокатодом ФЭУ, то из-за радиальной зависимости чувствительности последнего будет ухудшаться энергетическое разрешение детектора. Для выравнивания чувствительности фотокатода ФЭУ использовалась оптическая шайба из плексигласа. Световая вспышка в сцинтилляторе рождает большое количество световых фотонов, которые, попадая в оптическую шайбу, перераспределяются в ней за счет многократного отражения от стенок, теряя инфор-

мацию о месте рождения вспышки в сцинтилляционной пластине. Это исключает зависимость сигнала от места регистрации β -частицы детектором, т.е. уменьшается влияние радиальной зависимости чувствительности фотокатода ФЭУ, что, в конечном счете, благоприятно сказывается и на энергетическом разрешении детектора.

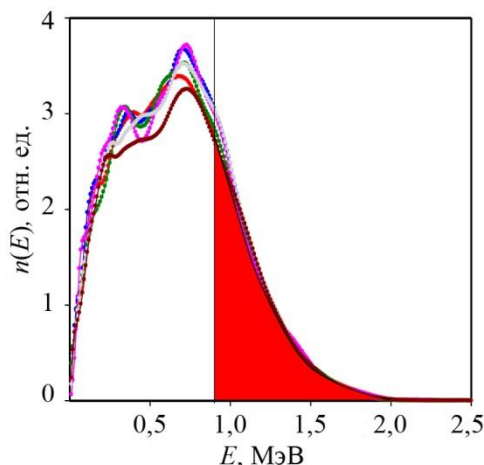
Внешняя поверхность детектора была защищена титановой фольгой толщиной 50 мкм, которая почти не влияет на регистрируемый спектр β -излучения. В качестве фотоприемника используется ФЭУ-56. Энергетическое разрешение детектора для $E_\beta = 624$ кэВ (энергия моноэнергетических конверсионных электронов ^{137}Cs) составляло ~30%.

Энергетическая разметка шкалы спектрометра осуществлялась с помощью γ -излучения источника ^{22}Na . Из-за отсутствия процесса фотопоглощения аппаратурный спектр не содержит пиков линий 511 и 1275 кэВ, включает только комптоновские части спектра, соответствующие этим линиям. Положение комптоновских краев на энергетической шкале соответствует 341 и 1062 кэВ. Так как детектор имеет энергетическое разрешение ~30%, то комптоновские края размыты, но их положение можно определить по точкам перегиба. Сначала спектр сглаживается, затем подвергается математической обработке для нахождения точек перегиба, которые определяют положения комптоновских краев, соответствующих энергии 341 и 1062 кэВ.

Процедура калибровки проводится автоматически при каждом обращении к программе обработки спектров. Калибровка детектора проводилась с помощью раствора ^{90}Sr в воде с известной удельной активностью. Чувствительность детектора для β -излучения в рабочем энергетическом диапазоне составила $\sim 10^{-3}$ кг/(Бк·с), которая была определена в экспериментах на объемном калибровочном источнике водного раствора ^{90}Sr и специально изготовленных эталонных источниках почвы с разной удельной активностью.

Следует особо отметить, что калибровочный коэффициент C_k почти не зависит от плотности среды (грунт, бетон, вода), если измеряется удельная активность стронция. Это подтверждают данные рис. 3, где приведены измеренные

и расчетные аппаратные спектры для сред с разной плотностью. Как видно на рис. 3, в рабочей области $\Delta E_e \in [0,9—2]$ МэВ спектр почти не изменяется для сред с разной плотностью. Важно отметить, что в этом случае экспериментально определять калибровочный коэффициент можно и по водному раствору стронция, и по эталонному источнику почвы или бетона с известной удельной активностью ^{90}Sr .



Р и с. 3. Спектры, полученные для нахождения калибровочных коэффициентов, при плотности почвы 1,25 (•), 1,5 (•), 1,75 (•), 2,35 (•), 1 (•), 0,5 г/см³ (•) (выделена рабочая область спектра)

По спектрам, показанным на рис. 3, определены калибровочные коэффициенты. При плотности 0,5, 1, 1,25, 1,5, 1,75, 2,35 г/см³ коэффициенты составляют 1100, 1060 (экспериментальное значение), 1130, 1105, 1098, 1090 Бк/кг соответственно. Среднее значение равно 1100 Бк/кг.

В радиоэкологических исследованиях удельную активность почвы, как правило, приводят из расчета массы сухой почвы. Поэтому измеренную удельную активность в полевых условиях, т.е. для влажной почвы необходимо пересчитывать с поправкой на сухую почву, используя выражение

$$A_{\text{Sr}}^{\text{уд}}(\text{сухая почва}) = A_{\text{Sr}}^{\text{уд}}(\text{влажная почва}) \times (m_{\text{вл}} / m_{\text{сух}}),$$

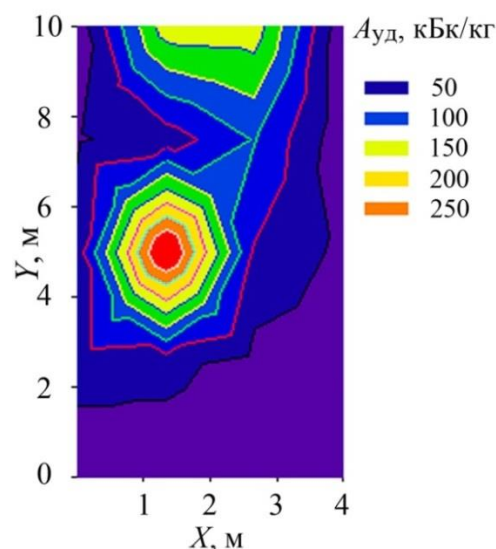
где $m_{\text{вл}}$, $m_{\text{сух}}$ — масса образца во влажном и сухом состоянии соответственно.

Для получения и хранения спектрометрической информации используется переносной спектрометр «Колибри» [8] (см. рис. 1). При полевых измерениях спектрометрическая информация архивируется с помощью внутренней программы спектрометра «Колибри», затем передается

через последовательный канал связи RS-232 в персональный компьютер для дальнейшей обработки. Спектрометрическая информация обрабатывается по специальной программе, определяются удельная активность ^{90}Sr и статистическая погрешность измерения. В лабораторных измерениях обеспечивается режим обслуживания спектрометра «Колибри» по последовательному интерфейсу (RS-232) персональным компьютером. С помощью специальной управляющей программы реализуется часть сервисных функций спектрометра, например, процедура накопления спектров, их архивация и др.

Примеры измерения активности ^{90}Sr в полевых условиях. Первые практические измерения по предложенной методике в полевых условиях проводились в одном из хранилищ радиоактивных отходов, расположенном на территории НИЦ «Курчатовский институт», после извлечения из него твердых радиоактивных отходов [9, 10]. Зона обследования представляла собой часть дна хранилища, которая имела грунтовую основу без бетонного покрытия. Ее размер составлял 4×10 м.

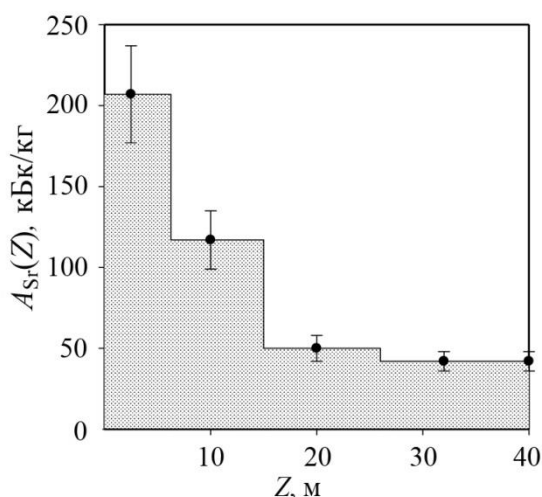
Радиометрическая съемка осуществлялась по сетке 1×2,5 м со временем экспозиции 180 с. Распределение удельной активности ^{90}Sr в приповерхностном слое грунта дна хранилища показано на рис. 4.



Р и с. 4. Распределение удельной активности ^{90}Sr на днище хранилища твердых радиоактивных отходов [10]

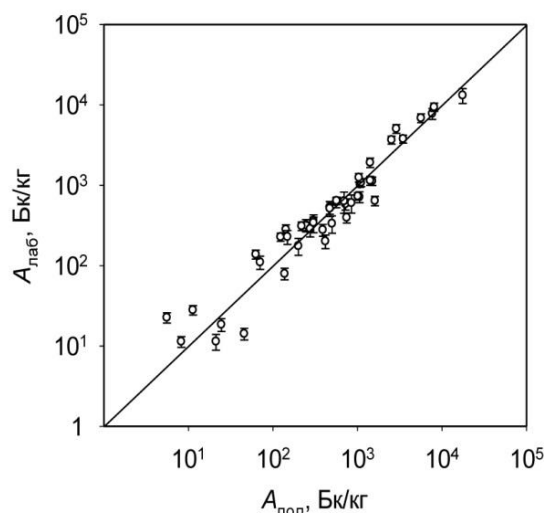
В полевых условиях удельную активность почвы измеряли на пойменных участках реки Течи. Задачами измерений было определение

характера распределения стронция по глубине и оценка его суммарной активности. В точках измерений, расположенных на ландшафтных профилях, создавали скважины, из которых извлекали почвенный керн. Затем керн разделяли на счетные образцы (слои) толщиной не менее 1 см и проводили измерения в стандартной геометрии. Измеренная активность слоев керна показывает распределение стронция по глубине почвы, поскольку по расположению слоев относительно длины керна было понятно, с какой глубины он извлечен. На рис. 5 в качестве примера приведено распределение удельной активности ^{90}Sr по глубине в одной из ландшафтных точек в районе бывшего расположения населенного пункта Метлино (санитарно-защитная зона ПО «Маяк»), которое дает представление как о характере, так и об уровне загрязнения ^{90}Sr почвы [11].



Р и с. 5. Зависимость удельной активности ^{90}Sr от глубины Z в одной из реперных точек ландшафтного профиля измерений (р-н Метлино)

В 2019 г. в зоне радиоактивного загрязнения восточно-уральского радиоактивного следа проводились полевые измерения загрязнения почвы цезием и стронцием на тестовых участках с высоким первичным поверхностным загрязнением: ^{137}Cs до 740 кБк/м^2 , ^{90}Sr до 11 МБк/м^2 . На этих участках использовался описанный способ измерения удельной активности ^{90}Sr в образцах, отобранных на разной глубине из кернов без нарушения структуры почвы [12]. Для оценки надежности измерений радиостронция для части образцов было определено его содержание радиохимическим методом в лаборатории ИЭРиЖ



Р и с. 6. Сопоставление данных полевых $A_{\text{пол}}$ и лабораторных радиохимических измерений $A_{\text{лаб}}$ образцов почвы

УрО РАН [13]. Результаты сравнения показаны на рис. 6.

При разработке и эксплуатации данного средства были проведены многочисленные совместные сравнения результатов измерений с данными как отечественных, так и зарубежных лабораторий (Словакия, Франция и Германия). Сравнение показало хорошее совпадение данных, что позволило использовать этот способ измерений при выполнении разных работ реабилитационного и радиозэкологического характера.

Выводы. Практика показала, что радиометрический метод измерения ^{90}Sr (^{90}Y) в полевых условиях с помощью описанного прибора является эффективным, оперативным и позволяет без потери точности и с меньшими затратами проводить большое число измерений за единицу времени. Это существенно расширяет возможности решения различных радиозэкологических задач, осуществления непрерывного контроля и оценки радиационной обстановки, в том числе в работах по выводу из эксплуатации и реабилитации объектов использования атомной энергии.

Работа выполнена при поддержке НИЦ «Курчатовский институт» (приказ от 14.08.2019 № 1808). Полевые работы и измерения 2019 г. выполнены при финансовой поддержке РФФИ (грант № 19-05-00816).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антропов С.Ю., Ермилов А.П., Ермилов С.А., Комаров Н.А. Особенности мониторинга стронция-90. — АНРИ, 1994, № 1, с. 22—29.
2. Бета-спектрометр сцинтилляционный МУЛЬТИРАД-бета. М., ООО «НТЦ Амплитуда», 2019, <http://www.amplituda.ru> (дата обращения 20.08.2020).
3. Комплекс спектрометрический для измерения активности альфа-, бета- и гамма-излучающих нуклидов «Прогресс». М., НПП «Доза», 2020, www.doza.ru/catalog/2/2-4_progress_beta.shtml (дата обращения 20.08.2020).
4. Радиометр альфа- и бета-излучений РКБА-01. Санкт-Петербург, НТЦ «Радэк», 2018, www.radek.ru/product/ (дата обращения 20.08.2020).
5. Говорун А.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н. и др. Подход к определению удельной активности Sr-90 в грунте методом полевой спектрометрии. — Проблемы радиационной безопасности, 1997, № 2, с. 42—50.
6. Chesnokov A.V., Ignatov S.M., Liksonov V.I. e.a. A method for measuring in situ a specific soil activity of Sr-90. — Nucl. Instrum. Meth. A, 2000, v. 443, p. 197—200.
7. Григорьев Е.И., Степанов Е.К., Фоминых В.И. Минимальная измеримая активность. Понятие и количества, используемые в радиометрии. — АНРИ, 1994, № 3, с. 10—12.
8. Портативный спектрометр «Колибри». М., ООО НИИП «Грин Стар Инструментс», 2016, <http://www.greenstar.ru/> (дата обращения 20.08.2020).
9. Пономарев-Степной Н.Н., Волков В.Г., Городецкий Г.Г. и др. Извлечение радиоактивных отходов и ликвидация старых хранилищ в РНЦ «Курчатовский институт». — Атомная энергия, 2007, т. 103, вып. 2, с. 129—133. // Ponomarev-Stepnoi N.N., Volkov V.G., Gorodetskii G.G. e.a. Extraction of Radioactive Wastes and Liquidation of Old Repositories at the Russian Science Center Kurchatov Institute. — Atomic Energy, 2007, v. 103, № 2, p. 647—652.
10. Potapov V.N., Volkovich A.G., Ivanov O.P. e.a. Development of portable beta spectrometer for Sr-90 activity measurements in field conditions and its application in rehabilitation activities at RRC «Kurchatov Institute». — In: WM'06 Conf. Tucson, USA, February 26 — March 2, 2006, <https://xcdsystem.com/wmsym/archives//2006/pdfs/6133.pdf> (дата обращения 20.08.2020).
11. Ivanov O., Danilovich A., Potapov V. e.a. Peculiarities of environment pollution as a special type of radioactive waste: field means for comprehensive characterization of soil and bottom sediments and their application in the survey at the floodplain of Techa river. — In: WM2013 Conf. Phoenix, USA, February 24—28, 2013, <https://xcdsystem.com/wmsym/archives//2013/papers/13172.pdf> (дата обращения 20.08.2020).
12. Коробова Е.М., Романов С.Л., Тарасов О.В. и др. ^{137}Cs и ^{90}Sr как маркеры миграции вещества в элементарных ландшафтно-геохимических системах. Тезисы докл. XXII симпозиума по геохимии изотопов им. А.П. Виноградова (Москва, 29—31 октября 2019 г.). М.: Акварель, 2019, с. 222—229.
13. Методика измерений удельной активности стронция-90 (^{90}Sr) в пробах почв, грунтов, донных отложений и горных пород бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. М., ВИМС, 2013. 17 с.

Поступила в Редакцию 20.04.20

УДК 621.039.58

ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ^{137}Cs ПО ГЛУБИНЕ ПОЧВЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КСЕНОНОВОГО СПЕКТРОМЕТРА

Демин В.М., Колодин Е.М., Панин М.П. (НИЯУ МИФИ, г. Москва)

e-mail: mppanin@mephi.ru

Определение характеристик радиоактивного загрязнения грунта или строительных конструкций вследствие аварии является неотъемлемой частью ликвидации ее последствий. К важным характеристикам относятся приходящаяся на единицу площади активность, радиоизотопный состав и распределение по глубине. Степень проникновения загрязнения в глубь грунта или материала дает возможность принять правильное решение об их дезактивации.

Экспресс-оценка радиоактивного загрязнения местности γ -излучающими нуклидами, которое сразу после аварии можно считать поверхностным, успешно решается методами гамма-спектрометрии. При известном радиоизотопном составе загрязнения измеренный пик полного поглощения определяет поверхностную активность, если размеры пятна загрязнения многократно превышают высоту установки детектора. Со временем происходит диффузия радио-