

Po-210 и Pb-210 в объектах окружающей среды. Методы определения

Предлагаемая статья является продолжением цикла обзорных публикаций по методам определения радионуклидов: изотопов плутония [50], стронция [50], урана [51], радия [52], радиографических методов [53].

А.Е.Бахур, Л.И.Мануилова, Т.М.Овсянникова (ФГУП «ВИМС», г. Москва)

В статье рассмотрены особенности нахождения в окружающей среде ^{210}Po и ^{210}Pb , наиболее опасных для живой природы радионуклидов, а также современные методы их определения.

Po-210 и Pb-210 в окружающей среде. Основными источниками ^{210}Po и ^{210}Pb в природных объектах являются естественный радиогеохимический фон, участки локального концентрирования в результате интенсивных радоновых потоков, урановые месторождения, техногенное загрязнение окружающей природной среды. Наиболее мощным источником в естественных условиях являются урановые руды.

Присутствие радиоактивных изотопов Pb и Po в природной среде обусловлено не только распадом $^{238,235}\text{U}$ и ^{232}Th , но и постоянным выпадением с аэрозольными частицами из атмосферы при распаде ^{222}Rn .

По некоторым данным, в слое почвы 0–30 см наблюдается избыточное по отношению к материнскому радию содержание ^{210}Pb . Среднее отношение удельных активностей (УА) ^{210}Po и ^{226}Ra в почвах равно 0,4 [46].

Нами исследованы закономер-

ности распределения изотопов Po и Pb по генетическим почвенным горизонтам "А" (верхний почвенно-растительный или органогенный слой), "Б" (промежуточный, иллювиальный горизонт) и "С" (кровля почвообразующей породы) в провинциях типичных черноземов, дерново-подзолистых лесных и горно-таежных почв (табл.1).

Резкий максимум активности ^{210}Po и ^{210}Pb в первом органогенном горизонте почв (интервал 0–5 см) обусловлен преимущественным поступлением радионуклидов в виде аэрозольных выпадений продуктов распада ^{222}Rn с атмосферными осадками и биогенным накоплением в верхней части горизонта «А». Измеренные значения $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ (0,25–0,5) для гумусового слоя почв хорошо согласуются с данными [48] для атмосферных выпадений (в среднем ~0,3).

С глубиной отношение радионуклидов выравнивается до практически равновесных значений (в пределах аналитической погрешности).

Существенное снижение содержания радионуклидов между горизонтами «А» и «В» свидетельствует о горизонте «А» как мощном сорбционном органическом

барьере, препятствующем попаданию «атмосферных» радионуклидов вглубь почвенного профиля.

Идентичные результаты получены нами и в Зауралье, в зоне черноземно-луговых почв лесостепной хвойно-лиственной зоны. Первые 5–10 см почвенного покрова характеризуются высокими содержаниями ^{210}Po и ^{210}Pb при соотношении 0,5–0,7 (атмосферная компонента).

Типичный диапазон вариаций активности ^{210}Po и ^{210}Pb в природных водах составляют от 0,00n до n Бк/дм³ (n=1...9). Максимальная активность (0,n–n Бк/дм³) фиксируется в подземных водах урановых месторождений и на участках эманулирующих тектонических зон.

^{210}Po и ^{210}Pb в атмосфере сорбируются аэрозольными частицами с эффективным радиусом 50–80 мкм [46]. Отношение УА ^{210}Po и ^{210}Pb в атмосферных осадках (0,1–0,2) практически равно их отношению в воздухе. В дождевой воде среднее значение $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ составляет 0,3. В пылевой фракции дождя содержится примерно 50 % ^{210}Po и всего около 2–3 % ^{210}Pb , таким образом, ^{210}Po имеет преимущественно «пылевое» выпадение.

Таблица 1. Распределение ^{210}Po и ^{210}Pb по генетическим горизонтам дерново-подзолистых, черноземных и горно-таежных почв.

Интервал отбора, см	Генетический горизонт почвы	Измеренные активности (Бк/кг) и соотношения радионуклидов (отн. ед.)		
		^{210}Po	^{210}Pb	$^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$
Лесная дерново-подзолистая почва (Брянская область, Россия)				
0–4	A	119±9	513±36	0,23±0,02
4–9	A	27±4	40±6	0,68±0,14
9–15	A	10±3	20±5	0,50±0,20
15–20	A–B	9±3	8±3	1,13±0,55
20–25	B	12±3	20±5	0,60±0,21
25–30	B	18±3	23±5	0,78±0,22
Черноземная почва (Кировоградская область, Украина)				
0–5	A	75,1±6,1	147±11	0,51±0,06
30–40	A	48,9±5,4	42,3±5,1	1,16±0,19
50–60	A–B	54,8±5,6	53,6±5,7	1,02±0,15
70–80	B	79,7±6,4	78,9±6,9	1,01±0,12
120–130	C	58,1±5,8	56,4±5,9	1,03±0,15
140–150	Суглинки	47,0±5,2	50,8±5,3	0,93±0,14
210–220	Супесь	36,5±4,4	36,7±4,5	0,99±0,17
350–360	Пески	26,6±4,0	28,2±4,2	0,94±0,20
Горно-таежная почва (Забайкалье, Витимский район, Россия)				
0–8	A	362±25	400±31	0,90±0,09
8–15	A–B	16±3	14±4	1,14±0,40
15–20	A–B	9±3	9±3	1,00±0,47
20–30	B	12±2	9±3	1,33±0,49
30–40	B	14±3	12±4	1,17±0,46
40–50	C	11±2	12±4	0,92±0,35

Высокая удельная активность ^{210}Po и ^{210}Pb характерна для некоторых видов растений, особенно в северных регионах (мхи, лишайники). Северные районы отличаются также повышенными содержаниями ^{210}Po в организме человека и животных, примерно в 10 раз выше, чем в южных регионах [48].

Поступление ^{210}Po и ^{210}Pb в растения связано с несколькими неравнозначными источниками: непосредственным отложением

изотопов на поверхностные части растений с атмосферными выпадениями; корневым поступлением этих изотопов из почвы; накоплением ^{210}Po и ^{210}Pb при распаде материнских радионуклидов, поступивших из почвы. Преобладает накопление из атмосферного источника, на долю корневого поступления приходится до 20 % ^{210}Po и до 14 % ^{210}Pb [46].

^{210}Pb накапливается преимущественно в наземных частях растений, главным образом, в верх-

них, молодых. ^{210}Po также концентрируется в наземной части, но в нижней, более старой, части растений.

В корневой системе полония и свинца существенно меньше. Так, по нашим данным, в корнях голубики и багульника в 2–3 раза меньше полония и в 3–4 раза меньше свинца, чем в наземной части.

Отношение $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ в разных видах растений также неодинаково. Близким к равновесному

значению характеризуются многолетние растения, в частности, лишайники.

По данным наших исследований (Забайкалье, 2006–2007 гг.) удельные активности ^{210}Po и ^{210}Pb в таких видах растительности, как шиповник, кипрей, береза, пихта, сосна, голубика, багульник, варьируют от n до $n \times 10^2$ ($n=1...9$) Бк/кг сухой массы, в зависимости от содержания этих изотопов в почве и интенсивности эманирования радона.

Техногенное поступление ^{210}Po и ^{210}Pb в окружающую среду связано в первую очередь со сжиганием углеводородного топлива, деятельностью уранодобывающих и перерабатывающих предприятий, производством фосфорных удобрений. Например, в золах углей удельная активность ^{210}Pb достигает 900 Бк/кг, ^{210}Po – до 1700 Бк/кг, при фоновых значениях для горных пород и почв от 5–10 до 30–50 Бк/кг [49].

Таким образом, радиоактивные изотопы Pb и Po, как продукты распада семейств ^{238}U , ^{232}Th и ^{235}U распространены в окружающей среде повсеместно и представлены относительно долгоживущими ^{210}Pb и ^{210}Po , а также короткоживущими $^{211,212,214}\text{Pb}$ и $^{212,214,215,216,218}\text{Po}$.

^{210}Po и ^{210}Pb являются наиболее биологически опасными из всей группы естественных радионуклидов, характеризуются весьма жесткими нормативами по НРБ-99 (например, для воды 0,12 и 0,20 Бк/дм³ соответственно).

Кроме того, ^{210}Po является легкоретельчим радионуклидом [45–47] и переходит в воздушную среду уже при температуре горения табака.

^{210}Pb является ярко выраженным остеотропным радионуклидом, активно участвует в обменных процессах в костных тканях. Концентрируясь в них, он стано-

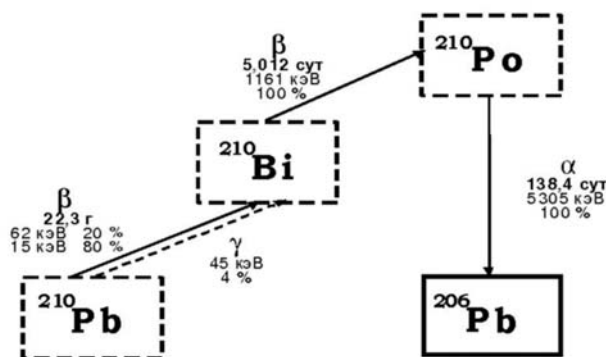
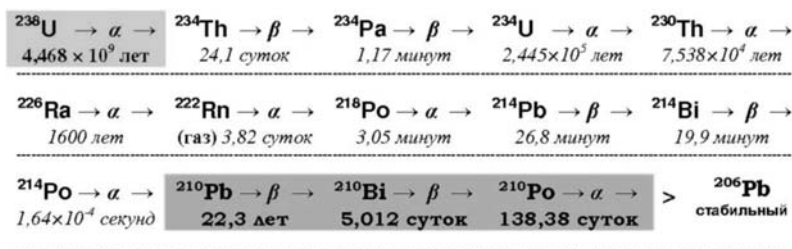


Рис. 1. Схемы радиоактивного распада в ряду ^{238}U и его завершающей цепочке $^{210}\text{Pb} - ^{210}\text{Bi} - ^{210}\text{Po}$.

вится источником накопления равновесных количеств бета-излучающего ^{210}Bi и альфа-излучающего ^{210}Po . Биологический период полувыведения (ППВ) ^{210}Pb из скелета составляет около 27 лет. Радиотоксическое воздействие ^{210}Pb связано с повреждениями мозга, печени, почек, злокачественными новообразованиями [44–46].

^{210}Po активно поступает через кожные покровы, особенно поврежденные. При ингаляционном поступлении 20 % депонируется в легких, а 75 % в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ). Длительно задерживается в легочных тканях. При пероральном поступлении наибольшее депонирование отмечается в почках, крови и лимфоузлах. Например, у рабочих урановых рудников содержание ^{210}Po в моче значительно выше, чем у населения. Биологический ППВ из организма человека составляет 80 суток. Патология многообразна из-за относительно равномерного распределения инкорпорированного полония в организме: циррозы печени, нефросклерозы,

гиперплазии, катаракты, опухоли органов ЖКТ, легких, почек, щитовидной железы.

Методы определения Po-210 и Pb-210 в объектах окружающей среды. Методы определения ^{210}Pb , ^{210}Bi и ^{210}Po основаны преимущественно на регистрации их ионизирующего излучения, так как массовое содержание этих радионуклидов в природных средах чрезвычайно мало: 10^{-15} – 10^{-16} г/г (почвы, горные породы) или г/дм³ (природные воды). Однако в исследованиях последнего десятилетия рассматриваются возможности определения ^{210}Pb на масс-спектрометрах с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS). Внедрение этого метода в практику сдерживается сложной пробоподготовкой и дорогостоящей аппаратурой [40,41].

^{210}Pb , ^{210}Bi и ^{210}Po связаны цепочкой последовательных ядерных превращений и являются конечными продуктами распада естественнорadioактивного ряда ^{238}U (рис.1).

^{210}Pb в результате радиоактивного распада с испусканием мягкого бета-излучения ($E_{\beta}^{\text{max}} = 62$ кэВ, $T_{1/2} = 22,3$ года) и низкоэнергетических гамма-квантов ($E_{\gamma} = 46,5$ кэВ, выход 4 %) переходит в ^{210}Bi (бета-излучатель, $E_{\beta}^{\text{max}} = 1,16$ МэВ, $T_{1/2} = 5,012$ суток), который, в свою очередь, в результате бета-распада превращается в ^{210}Po , чистый моноэнергетический альфа-излучатель с периодом полураспада $T_{1/2} = 138,4$ суток и энергией $E_{\alpha} = 5,305$ МэВ. Лишь 0,00122 % ядер ^{210}Po распадается с испусканием γ -квантов с энергией $E_{\gamma} = 803$ кэВ.

Удельные активности ^{210}Pb , ^{210}Bi и ^{210}Po составляют соответственно $2,82 \times 10^{12}$, $4,6 \times 10^{15}$ и $1,66 \times 10^{14}$ Бк/г.

В соответствии с очень высокой удельной активностью ^{210}Po его равновесное с 1 г ^{238}U количество составляет всего лишь 7×10^{-11} г.

Из искусственных изотопов полония два наиболее долгоживущих – ^{208}Po ($T_{1/2} = 2,93$ года, $E_{\alpha} = 5,11$ МэВ) и ^{209}Po ($T_{1/2} = 103$ года, $E_{\alpha} = 4,88$ МэВ) – используют в качестве трассеров, фиксирующих потери в ходе анализа при определении активности ^{210}Po .

Содержание ^{210}Po в природных объектах определяется исключительно по его альфа-излучению после предварительной радиохимической очистки от всех мешающих альфа-излучателей и макрокомпонентов. При этом твердые образцы переводят в раствор обработкой смесью кислот, из разбавленных растворов полоний концентрируют чаще всего на разнообразных неорганических и органических коллекторах. Роль коллекторов выполняют гидроксиды Fe, Pb, Bi, Nd, La, Al, Cu, Mn; сульфиды Pb, Bi, Cu; сульфат Pb, металлический Te, теллурат свинца, активированный

уголь, таннат Ca и др. [1]. Выделение отдельной фракции полония осуществляется комбинацией нескольких операций соосаждения [1], а также с помощью экстракции [1–5], ионообменной и экстракционной хроматографии [6,7] или бестокового осаждения на различных металлах [1,8–22]. Последний способ, как наиболее эффективный и простой, в настоящее время не имеет достойной альтернативы и в разных вариантах рекомендуется практически во всех методиках. Для улучшения точности используют трассеры ^{208}Po или ^{209}Po .

Анализ на содержание полония осложняется летучестью его соединений, особенно органических. Рекомендуется при определении полония использовать только мокрое озоление и ограничивать температуру окончательного выпаривания досуха с HNO_3 и HCl 120–150 °С, с H_2SO_4 – 400 °С [23].

Регистрация альфа-излучения выделенного ^{210}Po проводится на альфа-радиометрах или спектрометрах с использованием полупроводниковых, газопоточных пропорциональных, твердотельных и жидкостных сцинтилляционных детекторов. При этом предварительная радиохимическая подготовка, разработанная для определенного вида аппаратуры, может быть адаптирована к другим приборам.

^{210}Pb можно определять по активности дочерних радионуклидов: ^{210}Bi [6,10–18,24–26] и ^{210}Po [3,5,22], а также прямым (недеструктивным) методом по гамма-квантам с энергией 46,5 кэВ [7,8,27–34] или по собственному мягкому бета-излучению на жидкостно-сцинтилляционных счетчиках [7,9,35–39].

Анализ по ^{210}Bi чаще всего включает химическое разделение

свинца и висмута. Возможные варианты – отделение висмута от свинца и определение радиоактивности ^{210}Bi по кривой распада, либо отделение свинца от висмута и измерение ^{210}Bi в препарате по мере его накопления. Для регистрации ^{210}Bi применяют полупроводниковые, газовые пропорциональные счетчики, счетчики Черенковского излучения и жидкостно-сцинтилляционную аппаратуру. Пробоподготовка включает перевод пробы в раствор обработкой кислотами (твердые пробы) или концентрирование (жидкие пробы). Концентрирование осуществляется с помощью обычных химических операций выделения и разделения Pb и Bi: соосаждения с различными коллекторами: PbSO_4 , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, PbS , PbCrO_4 , BiOCl , MnO_2 [10–12,24], спонтанного осаждения ^{210}Bi на различных металлах [13–18], экстракционных методов [35], ионообменной и экстракционной хроматографии [6,7,42]. Для учета потерь в пробу вводят стабильные свинец или висмут, как радиоактивные метки можно использовать ^{212}Pb , $^{212,207}\text{Bi}$ [37,38].

В случаях, когда определение ^{210}Pb выполняется по активности дочернего ^{210}Po , выделение последнего проводят дважды, с интервалом в 4–6 месяцев. Измеряют активность накопившегося за это время ^{210}Po , и расчетным путем определяют количество материнского ^{210}Pb . Контроль химического выхода осуществляется по добавленной метке ^{208}Po или ^{209}Po . Этот метод считается самым чувствительным, в то же время он и самый длительный.

Для выделения преимуществ и недостатков существующих методов удобно рассматривать их по способу регистрации активности радионуклидов.

Альфа-бета-радиометрический метод. Этот метод до сих пор широко используется для определения ^{210}Po и ^{210}Pb (по дочерним продуктам распада), несмотря на отсутствие корректного контроля выхода полония. Это связано с доступностью измерительных установок и простотой их обслуживания. Твердые пробы разлагаются смесью $\text{HNO}_3 + \text{HF}$ или $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HCl}$, после чего раствор освобождается от HNO_3 выпариванием пробы с концентрированной HCl или HClO_4 . Затем обычно устанавливается 0,1–0,5 М концентрация HCl и проводится спонтанное селективное осаждение ^{210}Po на подложках из серебра [1,20,43], никеля [1,11,13], меди [21] или стали [14–18]. При этом на последних трех металлах одновременно с полонием количественно осаждается висмут, что дает возможность по бета-активности ^{210}Bi определять ^{210}Pb (при условии их равновесия) и существенно упростить анализ. Время спонтанного осаждения в разных методиках варьирует от 1 до 18 часов.

Полноту осаждения предлагается проверять повторением процедуры осаждения несколько раз на новых дисках. Можно использовать метод «внутреннего стандарта», когда проба делится на две части, в одну из которых добавляется точно известное количество ^{210}Pb (в равновесии с ^{210}Bi и ^{210}Po).

Из разбавленных растворов (например, природные воды) радионуклиды концентрируются соосаждением с гидроксидом железа, осадок растворяется в 0,5 М HCl и затем выполняется бестоковое осаждение на металлическую подложку. Присутствие ионов Hg , Te , Pt , Au , Ag мешает осаждению, если их сумма превышает 1 мг, в этом случае они

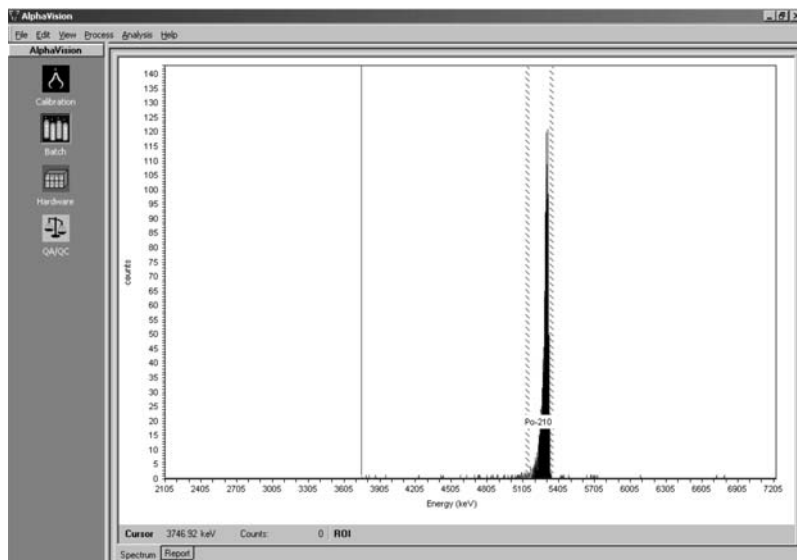


Рис.2. Измеренный спектр альфа-излучения счетного образца, полученного из пробы почвы в соответствии с методикой [14]. Альфа-спектрометр "OrtecOctete/Ocpl-U0600-PPS230" (США).

должны быть удалены. При меньшем содержании для устранения их влияния в раствор пробы добавляют гидразин или гидроксиды аммиака.

Ионы Fe^{3+} также препятствуют выделению анализируемых радионуклидов на металлах, поэтому их переводят в Fe^{2+} , восстанавливая чаще всего аскорбиновой кислотой.

Если определение ^{210}Pb проводится по дочернему ^{210}Bi , то, как правило, из раствора выделяют радионуклид свинца в виде PbSO_4 [10], PbCrO_4 [11,12] для гравиметрического определения выхода. Затем после определенного времени накопления ^{210}Bi измеряют его активность на низкофоном бета-радиометре. Иногда дополнительно отделяют изотопы висмута экстракцией и соосаждением в виде BiOCl [24].

Существуют методики, основанные на выделении радиохимически чистого ^{210}Bi из раствора, содержащего равновесный ^{210}Pb . В этом случае, как уже упоминалось, используется спонтанное осаждение висмута на никелевых, стальных или медных под-

ложках [13–18].

Например, быстрый способ одновременного определения обоих радионуклидов осаждением на никеле разработан и проверен на пробах окружающей среды [13]. Изучено влияние концентрации HCl , гидразина, площади диска, температуры и присутствия HClO_4 на спонтанное осаждение ^{210}Po и ^{210}Bi .

В результате найдены оптимальные условия процедуры проведения анализа: навеска пробы (до 100 г растительности, другие объекты – в соответствии с предполагаемым уровнем загрязнения ^{210}Pb) обрабатывается смесью HNO_3 и 72 % HClO_4 до полного окисления. Следы HNO_3 удаляются нагреванием до дымления HClO_4 . После установления 0,1 М концентрации по HCl проводится спонтанное осаждение на одной стороне никелевого диска в течение 2 часов при постоянном перемешивании и температуре 85 °С.

Контроль процесса осуществляется повторным осаждением на новый диск. Средние выходы ^{210}Po и ^{210}Bi равны 96 ± 4 % и

94 ± 3 % соответственно (для одного стандартного отклонения). На никеле осаждается также до 20 % ^{210}Pb , поэтому измерение рекомендуется проводить или сразу после осаждения, или дважды. В последнем случае начальную концентрацию ^{210}Bi находят, решая систему из двух уравнений. При измерении используется алюминиевый абсорбер $5,22 \text{ г/см}^2$ для абсорбции альфа-частиц и бета-излучения с энергией $0,018 \text{ МэВ}$.

В методиках определения ^{210}Po и ^{210}Pb нами впервые реализован найденный вариант одновременного спонтанного электрохимического выделения ^{210}Po и ^{210}Bi ($= ^{210}\text{Pb}$) в радиохимически чистом виде на подложки из нержавеющей коррозионно стойкой Ni-Ti стали [14–17]. При этом выделение ^{210}Pb на Fe практически исключается, и его определение выполняется по бета-излучению дочернего ^{210}Bi .

Непосредственно после электрохимического осаждения счетный образец, кроме ^{210}Po и ^{210}Bi , содержит короткоживущие альфа-излучающие $^{218,214,216,212}\text{Po}$ и бета-излучающие $^{214,212}\text{Bi}$. Для устранения их мешающего влияния счетный образец выдерживают перед измерениями 8–10 часов. Толщина активного слоя составляет менее $1 \times 10^{-6} \text{ г/см}^2$, что практически исключает самопоглощение α - и β -частиц, обеспечивает максимальную эффективность регистрации и возможность контроля чистоты радиохимического выделения ^{210}Po на альфа-спектрометре.

Этот вариант альфа-бета-радиометрического метода применяется для определения содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в почвах, донных отложениях, горных породах, природных водах, технологических сбросах и водах хвостохранилищ [14–17].

Простая аналитическая проце-

дура обеспечивает быстрое получение результатов: из 5 г воздушно-сухой измельченной пробы радионуклиды выщелачиваются смесью HNO_3 , HCl и H_2O_2 , после чего в фильтрат добавляется HClO_4 , и раствор выпаривается до влажных солей для удаления следов HNO_3 ; соли растворяются в $0,5 \text{ M HCl}$, и затем ^{210}Po и ^{210}Bi осаждаются на одной стороне стальной подложки в течение 2-х часов. Для восстановления Fe^{+3} вводится аскорбиновая кислота. Стальной диск фиксируется в специальной тefлоновой кассете.

Контроль точности выполняют методом добавки в аликвоту пробы образцового радиоактивного раствора ^{210}Pb (в равновесии с продуктами распада). Активность счетного образца измеряют на низкофоновых полупроводниковых, газопоточных или сцинтилляционных альфа-бета-радиометрах, аттестованных по эффективности регистрации альфа-излучения ^{210}Po и бета-излучения ^{210}Bi . Выход радионуклидов в методиках стабилизирован на уровне 85 ± 13 %. Минимальная детектируемая активность (МДА) составляет 5–10 Бк/кг, в зависимости от характеристик радиометра.

Кроме бестокового осаждения ^{210}Bi , в некоторых методиках рекомендуют готовить препарат ^{210}Pb , сочетая несколько радиохимических операций.

Например, в работе [12] предлагается отделять ^{210}Pb от матрицы экстракцией дитизоном, затем из слабокислой среды осаждать с PbCrO_4 добавлением раствора $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. После установления равновесия между ^{210}Pb и его дочерним ^{210}Bi (по крайней мере через 20 дней) активность ^{210}Bi измеряют на газопоточном бета-счетчике. Выход определяется гравиметрически по массе

PbCrO_4 . При использовании в качестве носителя стабильного свинца следует учитывать, что он может содержать значительное количество ^{210}Pb и его продуктов распада [2]. Кроме бета-радиометрического определения ^{210}Pb методика включает описание подготовки проб для альфа-спектрометрического анализа ^{210}Po (с трассером ^{218}Po и осаждением на медной подложке).

Еще более сложная процедура для очистки ^{210}Pb предусматривается в работе [10]. После обработки 3 г седиментов, почвы или биологических проб при $250 \text{ }^\circ\text{C}$ $\text{HNO}_3 + \text{HF}$, HClO_4 и HCl , раствор пропускают через смолу BIO-RAD-AG 1-X4, затем очищают последовательным осаждением PbS и PbSO_4 , последний служит счетным образцом, измеряемым на газопоточном бета-радиометре (после накопления ^{210}Bi).

Одновременно с ^{210}Pb из 10–20 % исходного раствора пробы альфа-спектрометрическим методом определяется ^{210}Po , для чего проводится спонтанное осаждение на серебре в течение 4-х часов из солянокислого раствора с $\text{pH} = 1,5$ и с трассером ^{209}Po . Нижний предел определения метода составляет 0,73 и 0,25 Бк/кг для ^{210}Pb и ^{210}Po соответственно.

Отделение ^{210}Pb и ^{210}Po с помощью ионообменной хроматографии предусмотрено в сборниках инструкций [6,11]. В [11] после кислотного разложения прокаленной почвы или озоленных растений сухой остаток переводят в раствор 2 M HCl (перед анализом в пробы добавляют носитель – стабильный свинец). После этого раствор пропускают через смолу ЭДЭ-10П, которая селективно сорбирует $^{210}\text{Pb} + ^{210}\text{Bi}$. Свинец десорбируют $0,01 \text{ M HCl}$ и осаждают в виде хромата. Образовавшийся осадок взвешивают

для оценки выхода и измеряют после накопления ^{210}Bi (через 30 суток) на бета-радиометре. Если десорбцию проводить 1 М HNO_3 , то в элюате будут находиться 100 % свинца и 95 % висмута. Это позволяет после сорбции обоих радионуклидов на сульфиде цинка измерять счетный образец, не ожидая накопления ^{210}Bi , если в исследуемой пробе не нарушено радиоактивное равновесие между ^{210}Pb и ^{210}Bi . В противном случае измерение проводят через 17 суток. Подобная схема анализа приведена в сборнике [6].

Там же приводится анионообменная методика определения полония. ^{210}Po выделяют на анионитах ВП-1Ап или IRA-400 из 2–4 М солянокислых растворов проб почвы, ила, зола растений. Элюируют ^{210}Po кипящим раствором 1 М H_2SO_4 и после нейтрализации сорбируют на люминофоре. Высушенный осадок измеряют через 4 часа на счетной установке с фотоэлектронным умножителем (ФЭУ).

Для определения полония в рудах и минералах [1] 100–500 мг пробы сплавляют с Na_2O_2 в никелевом или железном тигле при 700–800 °С. Плав выщелачивают водой, затем добавляют HCl и доводят объем раствора водой до 100 см³. После добавления 6 мг Bi и 3 мг Pb при 45–50 °С продувают раствор H_2S (10 минут). Осадок сульфидов отфильтровывают, сушат, смешивают со сцинтиллятором и проводят измерения на альфа-радиометре.

Альфа-спектрометрический метод. Самый распространенный, простой в исполнении, чувствительный и точный метод количественного определения полония. Перед радиохимической подготовкой в пробу вводится фиксированное количество изотопного индикатора ^{208}Po или

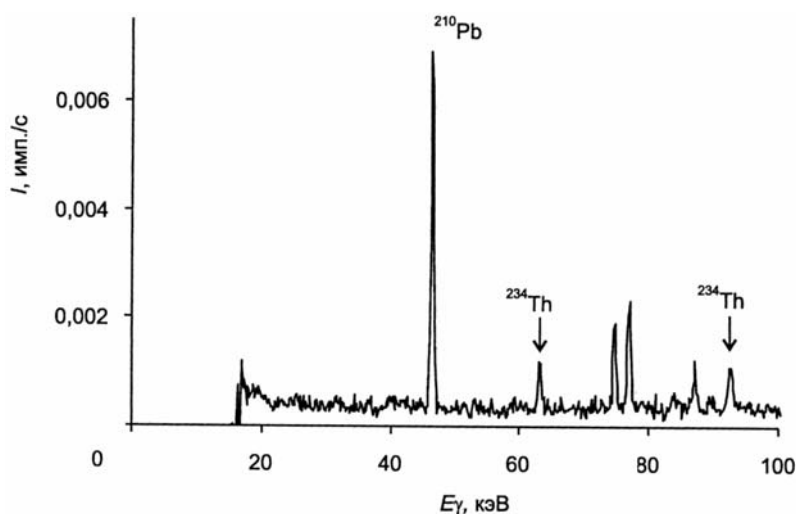


Рис.3. Гамма-спектр ^{210}Pb , измеренный в пробе донных отложений. Спектрометр с планарным детектором LEGe (Canberra) [27].

^{209}Po . Идентификация и расчет активности выполняется по соотношению интенсивностей альфа-излучения ^{210}Po и добавленной метки в соответствующих энергетических областях. Приготовление препарата для измерения заключается, как и в предыдущем методе, в нанесении активности полония на подложку из металла: Cu [12,19], Ag [5,7,10,22], Ni [8,9,18].

Приготовленный таким способом препарат представляет собой превосходный альфа-спектрометрический источник с тонким слоем активного материала. Энергетическое разрешение в этом случае не превышает 30 кэВ (рис.2). МДА метода, как обычно, зависит от исходной навески пробы и времени измерения. Фон для альфа-спектрометров в области измерений незначим.

Предварительная подготовка проб с небольшими вариациями обычно повторяется у разных авторов и чаще всего такая же, как принята при альфа-радиометрическом варианте анализа: проба переводится в раствор, создаются соответствующие условия и осуществляется спонтанное осаждение полония. При этом может

использоваться только часть анализируемого раствора, а оставшаяся часть идет на определение ^{210}Pb .

Из разбавленных растворов радионуклиды концентрируются соосаждением на гидроксиде железа, MnO_2 , выпариванием или экстракционным способом.

Активность ^{210}Pb и ^{210}Po в осадках, морских водорослях, рыбе и нефти рекомендуется определять после осаждения полония на серебряный диск в течение 3-х часов при 90 °С [5]. ^{210}Pb определяют после отделения полония, урана и железа экстракцией 5 % ТПОА в ксилене. В очищенный раствор снова вносят ^{208}Po и через 6 месяцев повторно осаждают накопившийся полоний, по активности которого рассчитывают содержание ^{210}Pb . Этот же метод определения ^{210}Pb приводится в другой работе [3]. Несмотря на длительность анализа, он до сих пор находит применение благодаря высокой чувствительности.

Метод применялся для анализа морских осадков [19]. 4 г пробы метили ^{208}Po и полностью разлагали смесью кислот. После выщелачивания 6 М HCl прибавляли 5 мл 30 % хлорида гидроксилам-

мония, устанавливали $pH = 1,5$. Осаждение проводили на квадрате листовой меди лабораторного сорта BDH со стороной 12,5 см. Для времени осаждения 3,5 часа и объеме раствора 40 см³ при 95 °С наблюдали 100 % выделение ²¹⁰Pb и ²¹⁰Bi. По активности последнего можно оценивать содержание ²¹⁰Pb в равновесных пробах.

Следует еще раз отметить, что активность ²¹⁰Po предпочитают оценивать, используя полупроводниковый альфа-спектрометр.

Черенковское излучение.

Данный метод [25,26] используется для анализа ²¹⁰Pb по бета-излучению ²¹⁰Bi, однако возможности этого варианта ограничиваются длительным временем установления равновесия с материнским ²¹⁰Pb (порядка 30 дней) и сравнительно низкой эффективностью регистрации (14–20 %). Но имеются и существенные достоинства: низкий фон, не требуются сцинтилляторы, отсутствует химическое гашение, возможно измерение в щелочных и кислых средах. Поэтому такие объекты, как руды, минералы, почвы, в которых ²¹⁰Bi находится в равновесии с ²¹⁰Pb, представляются вполне подходящими для использования этого вида анализа. Кроме специальных счетчиков, черенковское излучение измеряют также с помощью жидкостно-сцинтилляционной техники.

Гамма-спектрометрический метод регистрации низкоэнергетического фотонного излучения ²¹⁰Pb представляет собой очень перспективный простой способ определения этого радионуклида в разных матрицах. Преимущества его очевидны – это прямой инструментальный метод, не требующий перевода пробы в раствор и достаточно сложной радиохимической подготовки.

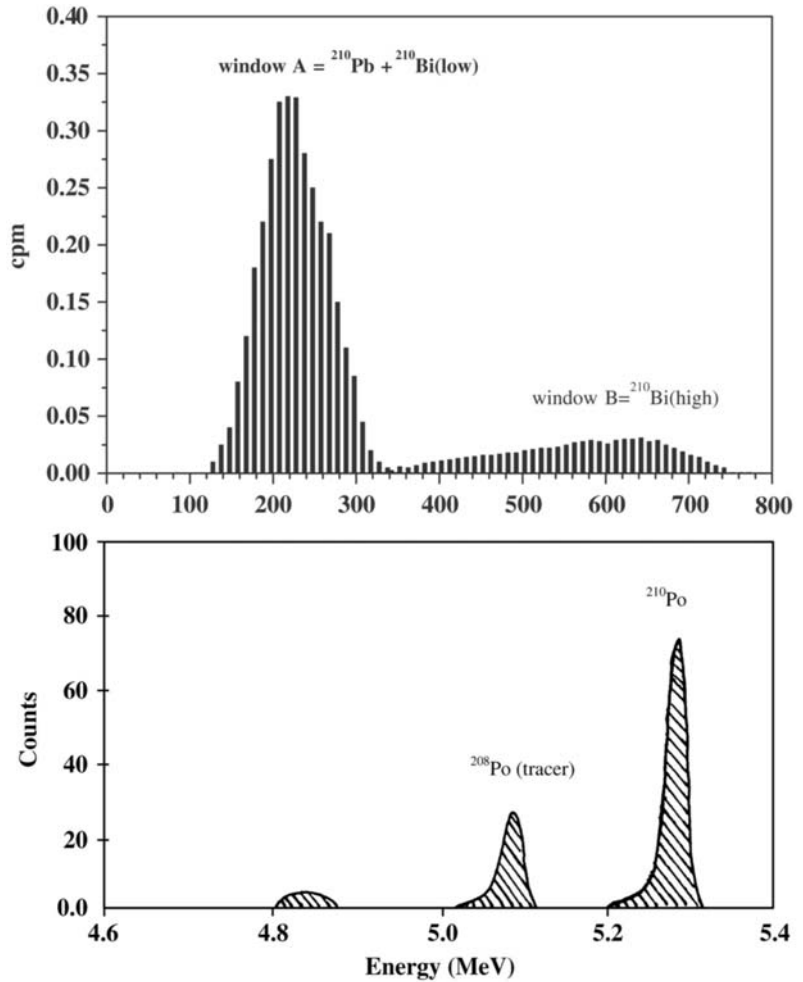


Рис.4. Спектры ²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²⁰⁸Po и ²¹⁰Po, измеренные на жидкостном сцинтилляционном спектрометре [7].

Гамма-спектрометрический метод основан на измерении гамма-линии ²¹⁰Pb ($E_\gamma = 46,5$ кэВ, выход 4 %). Проблемы, связанные с низкой энергией и низким выходом гамма-квантов ²¹⁰Pb, преодолеваются использованием планарных германиевых детекторов и детекторов типа «кристалл с колодцем», которые сейчас доступны. Гамма-спектрометр для измерения активности ²¹⁰Pb должен быть низкофоновым и иметь хорошее энергетическое разрешение (рис.3). Кроме того, для получения корректных результатов необходимо использовать соответствующий математический аппарат, анализирующий слож-

ный гамма-спектр [27,28].

Основная проблема этого метода – необходимость учета самоослабления, поскольку для низкоэнергетических гамма-квантов коэффициент ослабления сильно зависит от химического состава пробы. Для решения этой задачи применяют стандартные материалы, близкие по составу к анализируемой пробе, внешнюю стандартизацию, метод Монте-Карло [29,30]. Стандартный образец приобретают готовый или готовят на основе образцового радиоактивного раствора.

Проведены исследования по сравнению возможностей гамма-

спектрометрии и альфа-спектрометрии на примере анализа седиментов [8]. Альфа-спектрометрический метод (по ^{210}Po) выбран в качестве контрольного как наиболее точный. Пробы хранили более года в герметичном контейнере для установления радиоактивного равновесия. ^{210}Po определяли из 1–2 г с меткой ^{208}Po по обычной схеме после спонтанного осаждения на никелевом диске. Активный осадок измерялся на альфа-спектрометре в течение 24 часов.

Гамма-спектрометрическое определение ^{210}Pb в этих же пробах выполняли на HPGe-спектрометре со свинцовой защитой (10 см), имеющем следующие характеристики: 25 % эффективность, разрешение для 1,33 МэВ (^{60}Co) – 1,9 кэВ, суммарный фон в диапазоне 25 кэВ – 2 МэВ равен $1,5 \text{ с}^{-1}$. В этом методе навеску пробы 20,9 г в чашке Петри помещали прямо на детектор и измеряли также 24 часа. В качестве стандарта выбран сертифицированный стандартный материал подходящего химического состава, очень низкой радиоактивности, содержащий известные количества урана, тория, калия. Этот материал имел плотность и абсорбционные характеристики гамма-излучения, идентичные седиментам.

Полученные результаты свидетельствуют, что гамма-спектрометрический метод не уступает по точности альфа-спектрометрическому. Коэффициенты вариации в двух разных методах одинаковые, средние значения 11,8 % (альфа-метод) и 12,9 % (гамма-метод). Причем они получены при анализе проб с низким содержанием ^{210}Pb . Систематическое расхождение между методами можно отнести на счет разницы стандартов.

Гамма-спектрометрический метод. Этот метод применяется не только в инструментальном варианте. ^{210}Pb , выделенный из пробы на каком-либо носителе, также может быть измерен на гамма-спектрометре. Например, таким способом определяли ^{210}Pb в минеральном сырье после радиохимической очистки экстракцией и соосаждением с PbCrO_4 [31]; после концентрирования на специальном диске (Empore chelating resin disk) определяли по низкоэнергетическому фотонному излучению содержание ^{210}Pb в воде [32].

Навески проб для гамма-спектрометрического анализа могут быть различными – от 1 г [33] до 100 г [27], в зависимости от ожидаемой активности ^{210}Pb , требуемой точности и времени, которым располагает исследователь.

Жидкостной сцинтилляционный (ЖС) метод. В настоящее время особенно интересен для аналитической практики. Это связано в первую очередь с высокой эффективностью регистрации бета-излучения, в том числе низкоэнергетического. ЖС-техника позволяет измерять непосредственно ^{210}Pb , не тратя времени на накопление дочерних радионуклидов (рис.4). Кроме того, возможно одновременное определение ^{210}Pb , ^{210}Po и ^{210}Bi .

Разработан метод селективного выделения и прямого количественного определения ^{210}Po и ^{210}Pb в различных природных матрицах, использующий смолу Sr-resin (Eichrom Technologies, Darien, IL) [7]. К пробе (300–700 мг) прибавляют 160 мБк трассера ^{208}Po и 35 мг носителя Pb^{2+} в виде нитрата. После микроволнового разложения смесью кислот и растворения в 2 М HCl осуществляется разделение на колонке, заполненной 3 г

Sr-resin. Примеси удаляются промыванием смолы 2 М HCl, после чего фракция Po элюируется 60 см^3 6 М HNO_3 , а фракция Pb – 60 см^3 6 М HCl. После этого следует осаждение оксалата свинца при $\text{pH} = 3$, который взвешивается для расчета выхода. Осадок оксалата растворяется в 1 см^3 6 М HNO_3 , смешивается со сцинтилляционным коктейлем и измеряется на жидкостном сцинтилляционном спектрометре (ЖСС). Активность ^{210}Pb рассчитывают с коррекцией на вклад в его энергетическое окно низкоэнергетической части спектра ^{210}Bi , используя метод двух энергий (the double energy method).

Фракция, содержащая ^{210}Po , выпаривается, сухой остаток растворяется в HCl, и полоний осаждается на серебряном диске при $\text{pH} = 1$, время осаждения 90 минут. Подготовленный счетный образец измеряется на альфа-спектрометре 24 часа. Найдено, что МДА для ^{210}Pb при использовании ЖСС равен 24 Бк/кг, в то время как МДА для ^{210}Po при измерении на полупроводниковом альфа-спектрометре равен 0,28 Бк/кг.

Подобная радиохимическая процедура выполнялась и в работе [9]. Она также предназначена для анализа природных проб разного состава. Твердые пробы разлагаются кислотным выщелачиванием, водные предварительно концентрируются. Часть раствора, меченая ^{209}Po , идет на альфа-спектрометрическое определение ^{210}Po после бестокового осаждения на никелевом диске. Из другой части извлекается ^{210}Pb с помощью анионообменной смолы (седименты) или жидкостной экстракцией (водные пробы). Окончательно ^{210}Pb выделяется в виде оксалата свинца, по весу которого находят химический выход. Активность ^{210}Pb определяет-

ся на жидкостном сцинтилляционном счетчике. Средние выходы ^{210}Pb и ^{210}Po ($70 \pm 12\%$ и $77 \pm 8\%$ соответственно) для седиментов, и ($70 \pm 10\%$ и $81 \pm 7\%$) для воды.

Экстракция полония триоктиламином из раствора $3\text{ M H}_2\text{SO}_4$, содержащего до 1 M NaCl , позволяет отделить его от урана, тория, плутония из объема до 250 см^3 для анализа методом жидкостной сцинтилляции с отсечением электронов (with photon electron rejection) [4].

Характеристики ЖСС-метода улучшены с помощью альфа-бета-дискриминации. Предел определения при времени измерения 1000 минут и объеме пробы 200 см^3 составляет менее 1 мБк/дм^3 . Метод использовался для определения содержания полония в бесцветных растворах и пробах окружающей среды. Ограничения метода связаны с эффектом гашения окрашенных растворов.

Вместо гравиметрического метода контроля выхода ^{210}Bi и ^{210}Pb по стабильным изотопам можно применять радиоактивные трассеры [37,38]. Этот прием использован в методике определения

всех трех радионуклидов в морской воде [37]. Методом ЖСС оценивали уровень активности ^{210}Bi и ^{210}Pb , в то время как ^{210}Po измеряли на альфа-спектрометре. При этом использовали следующие трассеры: для $^{210}\text{Pb} - ^{212}\text{Pb}$, выделенный из «старой» ториевой соли; для $^{210}\text{Bi} - ^{207}\text{Bi}$ и для $^{210}\text{Po} - ^{208}\text{Po}$.

Методика достаточно сложная, предусматривает предварительную очистку от железа экстракцией диизопропиловым эфиром и последующее разделение на отдельные фракции радионуклидов на колонке со смолой Eichrom Sr-resin. Кроме того, необходимо периодически выделять трассер ^{212}Pb , поскольку это короткоживущий изотоп с периодом полураспада 10,6 часов. Другим неудобством является то, что выход ^{210}Pb , ^{210}Bi рассчитывают по гамма-излучающим трассерам после дополнительного измерения препаратов на гамма-спектрометре. Предел определения составляет $0,32-0,34\text{ мБк/дм}^3$ (^{210}Bi и ^{210}Pb) и $0,004\text{ мБк/дм}^3$ (^{210}Po).

Продолжительность анализа составляет 10 дней.

Заключение. Обзор и анализ современных методов позволяет сделать вывод, что для массовых рутинных определений в сфере радиационного контроля ^{210}Po и ^{210}Pb в природных и техногенных объектах наиболее простым и доступным способом является вариант приготовления счетного образца одновременным спонтанным осаждением ^{210}Po и ^{210}Bi на стальную или медную подложку с последующими радиометрическими измерениями на серийных низкофоновых альфа-бета-радиометрах.

В случае изотопно-геохимических и радиоэкологических исследований, изучения миграционных характеристик и процессов перераспределения ^{210}Po и ^{210}Pb в объектах окружающей среды (горные породы, почвы, растения, природные воды) целесообразно использовать методы с максимальной чувствительностью, в частности, с применением сложной прецизионной аппаратуры для гамма-спектрометрического или жидкостного сцинтилляционного анализа.

Литература

1. Ампелогова Н.И. Радиохимия полония. М.: Атомиздат, 1976, 144 с.
2. De Boeck R., Adams F., Hoste J. Determination of Po-210 in Pb. J. of Radioanalyt. Chem. 1968, V.1, № 5, 397 p.
3. Chen, Hou Q., X., Dahlgaard H., Nielsen S.P. and Aarkrog A. A rapid method for the separation of ^{210}Po from ^{210}Pb by TIOA extraction. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. V.249, № 3, 2001, pp.587-593.
4. Veronneau C., Aupiais J. and Dacheux N. Selective determination of polonium by photon electron rejecting alpha liquid scintillation (PERALS® System). Analytica Chimica Acta. V.415, Issues 1-2, 2000, pp.229-238.
5. Qingjiang Chen, Asker Aarkrog, Sven P. Nielsen et al, Procedures for Determination of Pu(239, 240), Am-241, Np-237, U(234, 238), Th(228, 230, 232), Tc-99 and Pb-210-Po-210 in Environmental. Materials Ris. National Laboratory, 2001. ISBN 87-550-2966-3, http://www.risoe.dtu.dk/Risoe_dk/Home/Knowledge_base/publications/Reports/risr-1263.aspx.
6. Сборник методик по определению естественных радиоактивных элементов в почве, растениях, воде и воздухе. М., 1972. с.40-49.
7. El Afifi E.M. and Borai E.H. Performance Characteristics of Sequential Separation and Quantification of Lead-210 and Polonium-210 by Ion Exchange Chromatography and Nuclear Spectrometric Measurements. J. Environ Qual. 35, 568-574, 2006.
8. Tanner P.A., Pan S.M., Mao S.Y., Yu K.N. Gamma-Ray spectrometric and alpha-counting method comparison for the determination of Pb-210 in estuarine sediments. Appl. Spectrosc., 2000, 54, № 10, pp.1443-1446.

Литература (продолжение)

9. Perez Sanchez D., Martin Sanchez A. and Jurado Vargas M. Pb-210 and Po-210 determination in environmental samples using liquid scintillation counting and alpha spectrometry. *Czechoslovak Journal of Physics*, 2003, v.53, suppl.1, pp.A25-A30.
10. Guogang Jia, Belli M., Blasi M. et al. Determination of Pb-210 and Po-210 in mineral and biological environmental samples. *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2001, v. 247, № 3, pp.491-499.
11. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах окружающей среды. Под ред. А.Н. Мареев и А.С. Зыковой. М., 1980.
12. Benedik L., Vrecek P. Determination of Pd-210 and Po-210 in environmental samples. *Acta Chimica Slovenica*, 2001, vol.48, pp.199-213.
13. Richard L. Blanchard. Rapid determination of Pb-210 and Po-210 in environmental samples by Ni deposition. *Anal. Chem.*, 1966, v.2, pp.189-192.
14. Малышев В.И., Бахур А.Е., Мануилова Л.И. и др. Методика выполнения измерений удельной активности полония-210 и свинца-210 в пробах почв альфа-бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. Свидетельство об аттестации № 49090.3Н621 ЦМИИ ГНМЦ ВНИИФТРИ Госстандарта РФ; Свидетельство НСАМ №431-ЯФ. Утверждена Директором ЦМИИ ГНМЦ ВНИИФТРИ Госстандарта РФ. Утверждена Председателем НСАМ МПР России. М.: ФГУП ВИМС, 2001.
15. Малышев В.И., Бахур А.Е., Мануилова Л.И. и др. Методика выполнения измерений объемной активности полония-210 и свинца-210 в пробах природных вод альфа-бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. Свидетельство об аттестации № 49090.3Н618 ЦМИИ ГНМЦ «ВНИИФТРИ» Госстандарта РФ; Свидетельство НСАМ № 396-ЯФ. Утверждена Директором ЦМИИ ГНМЦ «ВНИИФТРИ» Госстандарта РФ; утверждена Председателем НСАМ МПР России. М.: ФГУП ВИМС, 2001.
16. Бахур А.Е., Мануилова Л.И., и др. Методика выполнения измерений объемной активности полония-210 и свинца-210 в сточных технологических водах альфа- бета- радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. Свидетельство об аттестации № SARC 13.1.006-2005 ФГУП ВНИИФТРИ ФА «Ростехрегулирование». Утверждена Директором ЦМИИ ФГУП «ВНИИФТРИ». - М., ФГУП ВИМС, 2005.
17. Бахур А.Е., Мануилова Л.И., и др. Методика выполнения измерений объемной активности полония-210 и свинца-210 в пробах грунтовых вод из режимных и наблюдательных скважин и осветленных вод хвостохранилища альфа-бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. Свидетельство об аттестации №40090.7Ж598 ЦМИИ ФГУП «ВНИИФТРИ» ФА «Ростехрегулирование». Утверждена Директором ЦМИИ ФГУП «ВНИИФТРИ». М.: ФГУП ВИМС, 2007.
18. Analysis: Pb-210 in water. www.tracerlab.com/catalogue/documents/pdf/files/pb-desc.pdf.
19. MacKenzie A.B. and Scott R.D. Recovery of Bi-210 и Po-210 with help of spontaneous adsorption on copper plate. *Analyst*, December, 1979, v.104, pp.1151-1158.
20. Flynn W. Determination of low levels of Po-210 in environmental materials. *Analyt. Chim. Acta*, 1968, v.43, №2, p.1447.
21. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды. Под редакцией Соболева И.А., Беляева Е.Н. М.: Медицина, 2002, 203 с.
22. Holzman R.B. Determination of Po-210 и Pb-210 in biological materials and environment samples. *J. of Radioanal. And Nuclear Chem. Art.*, 1987, v.115, №1, pp.59-70.
23. Бэгнал К. Химия редких радиоактивных элементов. Полоний-актиний. М.: Изд-во иностранной литературы, 1960, 256 с.
24. Wickenden D.A., Toole J. Low-level analysis of lead-210 in waters via bismuth-210 measurement. *Sci. Total Environ.*, 1995, 173-174, pp.117-123.
25. Al-Marri S., Hamwi A. and Mikhailaty H. Radiochemical determination of lead-210 in environmental water samples using Cerenkov counting. *J.of Radioanal. and Nucl. Chem.*, 1997, v.219, №1, pp.73-75.
26. Peck G.A., Smithand J.D., Cooper M.B. Enhanced counting efficiency of Cerenkov radiation from bismuth-210. *J. of Radioanal. and Nucl. Chem.*, 1998, v.238, №1-2.
27. Сапожников Ю.А. Радиоактивность окружающей среды. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2006, 286 с.
28. Quintana B., Bvarez-Iglesias P., Santamagna R. et al. Low-level gamma spectrometry for pollution assessment in San Simyn Bay. *J. of Physics: Conference Series*, 2006, v.41, Issue 1, pp.400-407.
29. Kundendorf H. A practical approach for self-absorption correction in Pb-210 gamma-spectrometric dating. *J. Radioanal. and Nucl. Chem. Art.*, 1996, 204, №1, pp.23-31.
30. Realo, Enn; Isakar, Kadri. Efficiency calibration in gamma spectrometry of 210-Pb using Monte Carlo methods. Issue Date: 2006. <http://dspace.utlib.ee/dspace/handle/10062/855/>.

Литература (продолжение)

31. Andru Lagerwaard and Joost R. W. Woittiez. Procedure for the determination of Pb-210 in phosphate ore, gypsum and phosphoric acid by radiochemical separation and gamma-ray spectrometry. *Analyst*, 1994, 119, pp.1421-1425.
32. Koike Yuya, Sato Jun, Nakamura Toshihiro. Gamma-ray spectrometry of ²¹⁰Pb in rainwater using preconcentration with iminodiacetate extraction disk Gamma-ray spectrometry of Pb-210 in rainwater using preconcentration with iminodiacetate extraction. *Bunseki Kagaku*, 2004, v.53, №12, pp.1469-1473.
33. Sikorski J. and Bluszcz A. Testing applicability of Pb-210 method to date sediments of human-made lake Kozlova Gora. *J. on Methods and Appl. of Absolute Chronology*, 2003, v.22, pp.63-66.
34. Joshi S.R. Nondestructive determination of lead-210 and radium-226 in sediments by direct photon analysis. *J. of Radioanal. and Nucl. Chem.*, 1987, v.116, №1, pp.169-182.
35. Momoshima N., Takashima Y., Koike M. et all. Simultaneous determination of Bi-210 and Po-210 on pine needles by solvent extraction and liquid scintillation counting. *J. of Radioanal. and Nuclear Chem.*, 1994, v.177, №2, pp.219-228.
36. Kim Y.J., Kim C.K., and Lee J.Y. Simultaneous determination of Ra-226 and Pb-210 in ground water and soil samples by using the liquid scintillation counting-suspension gel method. *Appl. Radiat. Isot.*, 2001, 54, pp.275-281.
37. Beggin C., Cook G.T., Mackenzie A.B. Time-efficient method for the determination of Pb-210, Bi-210, Po-210 activities in seawater using scintillation spectrometry. *Analyt. Chem.*, 2002, 74, pp.671-677.
38. Blinova O., Aliev R., Sapozhnikov Y. New simplified technique for determination of lead-210 in environmental samples using Bi-212 as tracer of chemical yield. *Recent Advances in Multidisciplinary Applied Physics*, 2005, pp.849-851.
39. Salonen L. Alpha/beta liquid scintillation spectrometry in surveying finnish groundwater samples. *Radiochemistry*, 2006, v.48, №6, pp.606-612.
40. Laiviere D., Reiber K.M., Evans R.D., Cornet R.J. Determination of Pb-210 at ultra-trace levels in water by ICP-MS. *Anal. Chim. Acta*, 2005, v.549, №1-2, pp.188-196.
41. Jump R., McKibbin T., Burns D. Sequential separation and analysis of Sr-90 and Pb-210: *Abstr. 38th Rocky Mount. Conf. Anal. Chem.*, Denver, Colo, 1996, ICP Inf. Newslett., 1996, 22, №6, p.404.
42. Малофеева Г.И., Петрухин О.М., Спиваков Б.Я., Рожкова Л.С. Концентрирование радионуклидов цезия, церия, кобальта, висулта и свинца методом твердофазной экстракции. *Журнал аналитической химии*, 2001, 56, №3, с.272-276.
43. Tokieda Takauki J., Narita Nisashi. Sequential and rapid determination of Po-210, Bi-210 and Pb-210 in natural waters. *Talanta*, v.41, №12, pp. 2079-2085. <http://jeq.sci journals. Org / cgi / content / full / 35/2/568>.
44. Булдаков Л.А. Радиоактивные вещества и человек. М.: Энергоатомиздат, 1990. 160 с.
45. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества. В.А. Баженов, Л.А. Булдаков, И.Я. Василенко и др. Под ред. В.А. Филова и др. Л.: Химия, 1990, 464 с.
46. Ермолаева-Маковская А.П., Литвер Б.Я. Свинец-210 и полоний-210 в биосфере. М.: Атомиздат, 1978, с.160.
47. Ершова З.В., Волгин А.Г. Полоний и его применение. М.: Атомиздат, 1974, 232 с.
48. Искра А.А., Бахуров В.Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981, 124 с.
49. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М.: Энергоатомиздат, 1990. 252 с.
50. Бахур А.Е., Мануилова Л.И. и др. Стронций-90 в почвах: радиохимические и инструментальные методы определения. *АНРИ №1(32)*, 2003, с.20-28.
51. Бахур А.Е., Мануилова Л.И. Изотопный анализ урана - новые методические решения. *АНРИ №3(50)*, 2007, с.32-35.
52. Бахур А.Е., Мануилова Л.И. и др. Метод определения изотопов радия в природных водах с использованием низкофонового альфа-бета-радиометра. *АНРИ №4(43)*, 2005, с.21-25.
53. Бахур А.Е., Березина Л.А., Иванова Т.М. Радиографические методы исследования природных и техногенных объектов. *АНРИ № 4(47)*, 2006, с.22-30.