

УДК 551.464.679

## ОПРЕДЕЛЕНИЕ $^{210}\text{Pb}$ И $^{137}\text{Cs}$ В ДОННЫХ ОСАДКАХ ДНЕПРОВСКО-БУГСКОГО ЛИМАНА

Р. А. Алиев, Ю. А. Сапожников

*(кафедра радиохимии)*

**Проведено датирование донных осадков Днепровско-Бугского лимана методом неравновесного  $^{210}\text{Pb}$ . Восстановлена хронология поступления  $^{137}\text{Cs}$  в донные осадки до и после Чернобыльской аварии.**

Авария на Чернобыльской АЭС привела к значительному загрязнению Черного моря долгоживущими радионуклидами, в особенности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Первичное поступление  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в виде атмосферных выпадений определялось метеорологической обстановкой и происходило крайне неоднородно по поверхности моря. В первые дни после аварии (26–28 апреля) перенос радиоактивного облака происходил преимущественно в северо-западном направлении [1], в результате чего загрязнению подверглась Северная и Западная Европа. В последующие дни направление ветра изменилось на западное. В первые дни мая 1986 г. наблюдались локальные выпадения продуктов аварийного выброса в районе российской части Черноморского побережья Кавказа. Крымское побережье от атмосферных выпадений практически не пострадало.

Кроме радионуклидов, поступивших в Черное море с воздушными массами, существенные количества радионуклидов поступили (и, по-видимому, продолжают поступать) в результате медленного процесса – выноса реками. Значительный вклад в загрязнение Черного моря (особенно в северо-западном секторе) вносит Днепровская система [2, 3]. Сообщалось [2] об аномально высоком содер-

жании  $^{90}\text{Sr}$  (до 2,52 Бк/л) в воде западнее мыса Тарханкут летом 1991 г. Причиной поступления  $^{90}\text{Sr}$  мог быть весенний паводок 1991 г. В связи с этим представляет большой интерес хронология поступления техногенных радионуклидов, в особенности  $^{137}\text{Cs}$ , в донные осадки Черного моря. Для решения этой задачи был использован

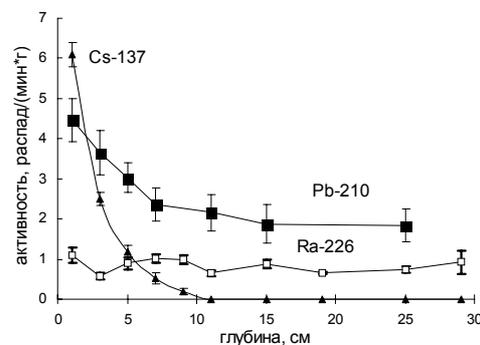


Рис. 1. Профили активности  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{226}\text{Ra}$  в пробах донного осадка (Днепровско-Бугский лиман,  $46^{\circ} 34,2'$  с.ш.  $31^{\circ} 23,2'$  в.д.)

метод датирования донных осадков по неравновесному  $^{210}\text{Pb}$ .

Этот метод основан на нарушении радиоактивного равновесия в ряду  $^{238}\text{U}$ . Равновесие нарушается за счет эманирования  $^{222}\text{Rn}$ , который через ряд короткоживущих нуклидов превращается в атмосфере в  $^{210}\text{Pb}$ , который затем с глобальными выпадениями попадает в водоемы и накапливается в донных осадках. В среднем до попадания в осадки  $^{210}\text{Pb}$  находится в воде один-два года. Определяя содержание  $^{210}\text{Pb}$  в том или ином горизонте, возможно определить возраст осадка, если соблюдаются следующие предположения:

- 1) поток  $^{210}\text{Pb}$  в осадки постоянен;
- 2) скорость осадконакопления не меняется в пределах рассматриваемого промежутка времени;
- 3) постседиментационная миграция  $^{210}\text{Pb}$  не происходит.

Определение  $^{210}\text{Pb}$  путем детектирования испускаемых им  $\beta$ -частиц – непростая задача, так как энергия его  $\beta$ -излучения невысока: 16,5 и 63 кэВ (82 и 18% соответственно). Возможно и  $\gamma$ -спектрометрическое определение активности  $^{210}\text{Pb}$ , но вероятность испускания  $\gamma$ -квантов при распаде составляет всего лишь 4,5%, энергия  $\gamma$ -квантов тоже невелика (46,5 кэВ). Поэтому для  $\gamma$ -спектрометрического определения низких активностей  $^{210}\text{Pb}$  требуются специальные детекторы для регистрации  $\gamma$ -квантов низких энергий. Такой анализ требует длительного времени экспозиции (до нескольких суток). Поэтому  $^{210}\text{Pb}$  чаще определяют косвенно, регистрируя  $\beta$ -частицы дочернего  $^{210}\text{Bi}$  или  $\alpha$ -частицы внучатого  $^{210}\text{Po}$ . Определение  $^{210}\text{Pb}$  по  $^{210}\text{Po}$  требует дополнительного предположения о равновесии между радионуклидами, которое в общем случае может и не соблюдаться. Поэтому предпочтительным является определение активности  $^{210}\text{Bi}$ , который является  $\beta$ -излучателем с периодом полураспада 5,0 сут.

Для определения  $^{210}\text{Pb}$  отобранные колонки донных осадков разрезали по глубине на слои толщиной 2 см, затем каждый слой по отдельности обрабатывали в течение 10 ч смесью соляной и азотной кислот, затем отделяли висмут экстракцией четыреххлористым углеродом в виде диэтилдитиокарбаматного комплекса из аммиачного раствора, содержащего избыток ЭДТА. Затем растворитель упаривали и комплекс разлагали концентрированной азотной кислотой. Активность  $^{210}\text{Bi}$  определяли по кривым распада жидкостно-сцинтилляционным методом на спектрометре «Tri Carb 2700TR» (Canberra Packard). В качестве сцинтиллятора использовали «Hi Safe III» (Wallac). Для определения химического выхода висмута использовали радионуклид  $^{207}\text{Bi}$ , активность которого определяли гамма-спектрометрически на установке с де-

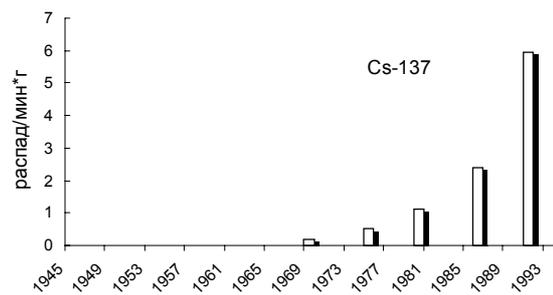


Рис. 2. Предлагаемая хронология поступления  $^{137}\text{Cs}$  в донные осадки

тектором из сверхчистого германия (Canberra Packard). Количество вводимой метки составляло около 1 Бк. Химический выход висмута составлял 60–100%. Минимальная определяемая активность  $^{210}\text{Bi}$  составляет около 0,1 Бк на пробу при массе образца около 5 г. Результаты определения активности  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{226}\text{Ra}$  в пробах донного осадка, отобранных вблизи устья Днепра (46° 34,2' с.ш. 31° 23,2' в.д.) приведены на рис. 1.

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{226}\text{Ra}$  в образцах определяли гамма-спектрометрически. Калибровку по эффективности проводили, используя стандартный препарат, содержащий  $^{232}\text{Th}$  в равновесии с продуктами распада. Результаты определения активности  $^{137}\text{Cs}$  приведены на рис. 1.

На основании полученных значений активности  $^{210}\text{Pb}$  рассчитан возраст каждого горизонта и восстановлена динамика поступления  $^{137}\text{Cs}$  в донные осадки до и после Чернобыльской аварии (рис. 2).

Интересно, что наибольшее содержание  $^{137}\text{Cs}$  в донных осадках приходится на начало девяностых годов, это может быть объяснено тем, что скорость миграции цезия невелика, так как вынос загрязнений реками происходит довольно медленно. Кроме того, дополнительные количества  $^{137}\text{Cs}$  могут поступать в окружающую среду в результате постепенной коррозии частиц, содержащих продукты деления. Возможно, значительную роль сыграл также весенний паводок 1991 г., который привел к затоплению больших ранее не затоплявавшихся площадей, подвергнутых радиоактивному загрязнению во время Чернобыльской аварии.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Interim report on fallout situation in Finland from April 26 to May 4 1986. Finnish Center for Radiation and Nuclear Safety.
2. Сапожников Ю.А., Ефимов И.П., Сапожникова Л.Д., Ремез В.П. // Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 2. Химия. 1992. **33**. С. 395.
3. Polikarpov G.G., Kulebakina L.G., Timoshchuk V.I., Stokozov N.A. // J. Environ. Radioactivity. 1991. **13**. P. 25.