

*Казачёнок Н. Н., канд. биол. наук, доцент БРУ, г. Могилёв, Беларусь
e-mail: kazachenok.nina@mail.ru*

ПРОБЛЕМЫ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ УРОВНЯ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОЗЁР

Аннотация. В работе представлены данные многолетних исследований радиоактивного загрязнения озёр Зауралья. Неоднородность распределения радионуклидов в донных отложениях озёр не позволяет использовать стандартные методы моделирования и прогнозирования радиационной ситуации непроточных водоемов.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, озеро, донные отложения, миграция радионуклидов, прогнозирование

Уже в начальный период после радиоактивных выпадений основная часть радионуклидов депонируется в донных отложениях. После наступления динамического равновесия процессов сорбции/десорбции радионуклидов твердой фазой донных отложений динамика уровня радиоактивного загрязнения абиотических и биотических компонентов водной экосистемы зависит во-первых от скорости распада изотопов, во-вторых от скорости их заглужения в донные отложения и, соответственно, выхода из активной зоны сорбции/десорбции. По нашим расчётам динамика активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Урускуль свидетельствует о равной значимости этих процессов [2]. Донные отложения в озерах Восточно-Уральского радиоактивного следа сотрудники Уральского научно-практического центра радиационной медицины исследовали с 1960 года. Первоначально определяли суммарную β -активность в верхнем слое 0-2 см и распределение по профилю до глубины 22 см. В наибольшей степени были загрязнены озера в головной части ВУРС Урускуль и Бердяниш. Озера Карачаевского радиоактивного следа изучали с 1967 г.

При наблюдениях в течение первых 5 лет за динамикой содержания радионуклидов на наиболее типичных озерах было установлено, что максимум загрязнения илов ^{90}Sr наблюдался через 2-3 год после образования следа [7].

На рисунке 1 показана динамика удельной β -активности донных отложений озёр Урускуль и Бердяниш в слое 0-5 см. Разброс значений активности в разных точках отбора очень высок. Статистическое распределение значений активности в донных

отложениях весьма трудно свести к какому-либо из стандартных распределений [3]., что затрудняет обработку данных и построение эмпирико-статистических моделей.

Такой характер распределения связан с неоднородностью выпадений, с неоднородностью физико-химических свойств донных отложений, определяющих и сорбционную способность, с горизонтальным перераспределением выпавших радионуклидов, особенно в зонах размыва и намыва, с неоднородностью отложения донных осадков. Так, по данным ПО «Маяк» через 15-20 лет после образования ВУРС на площади дна озер Бердениш и Урускль прослеживались значительные градиенты концентрации ^{90}Sr в илах, сходные с общим ходом "размытых" изолиний плотности загрязнения на прилегающей территории. [7].

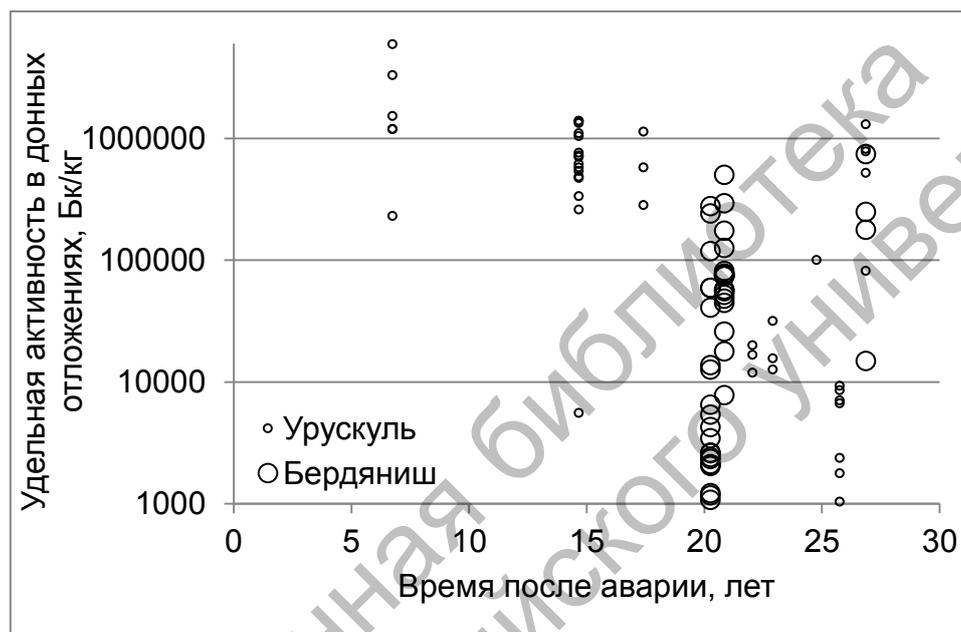


Рисунок 1 – Удельная β -активность радионуклидов в донных отложениях (0-5 см) озер

Н.Г. Мешалкина установила, что «с удалением точки измерения от берега к центру удельная плотность поверхностного загрязнения ила увеличивается, а затем в центральной части, площадью примерно с половину озера, находится на одном уровне. К центру уменьшается процентное содержание крупнодисперсных фракций и возрастает доля иловатых частиц». [5]. Исследование особенностей осадконакопления и их влияние на неоднородность радиоактивного загрязнения дна озер практически не изучалось. Роль детрита в процессах перераспределения радионуклидов в системе непроточных водоемов оценивается по-разному. Коэффициенты накопления радионуклидов водными растениями очень велики [10], но биомасса их мала, поэтому запас радионуклидов в биоте может быть на два порядка меньше, чем в донных отложениях [5]. По данным ПО «Маяк» вследствие малого запаса биомассы и незначимости процесса соосаждения основным фактором динамики содержания радионуклидов в озерах (после 1961 г. - ^{90}Sr) является динамика взаимодействия воды с донными отложениями, представленными, в основном, сапропелевыми илами и торфянистыми отложениями с высокой адсорбционной и ионообменной способностью [7]. Однако для водных экосистем характерно быстрое накопление и отмирание биомассы. Еще А.П. Агре и В. И. Корогодин отмечали, что в период обильного цветения и последующей гибели планктона происходит заметное

снижение уровня активности воды водоема, что, по-видимому, является следствием как захоронения активности на дне с детритом, так и результатом благоприятного для процесса сорбции изменения активной реакции среды. Общее количество радиоактивных веществ, переносимых биомассой в течение одного сезона, может в сотни раз превышать их содержание в биомассе в каждый данный момент времени. [1]. По-видимому, скорость накопления осадков в водоеме оказывает влияние на распределение радионуклидов по профилю донных отложений. В отличие от почвы, в донных отложениях невозможно движение воды за счет гравитационных и капиллярных сил. Миграция радионуклидов может происходить только за счет диффузии и переноса бентосными организмами.

Уже в 1960 г. А.П. Агре и В.И.Корогодин указывали, что в обычных непроточных водоемах с донными отложениями сапропелевого типа сброшенная в них смесь радиоактивных веществ будет в основном сконцентрирована слоем донных отложений толщиной 10-20 см [1]. В 1962 г. благодаря работам под руководством А.Н. Мареева было известно, что в загрязненных водоемах с течением времени происходит перемещение ^{90}Sr по профилю донных отложений, с сохранением 70-90% активности в верхнем 15-сантиметровом слое. По мнению Ф.Я.Ровинского поглощение ^{90}Sr иловыми отложениями непроточных водоемов осуществляется за счет ионообменной адсорбции, скорость которой определяется скоростью диффузии стронция из воды в поверхностный слой иловых отложений. [5]. С.В. Фесенко с соавт. для озера Урускуль приводит данные о скорости накопления детрита в емкостях на дне озера Урускуль. Показатель скорости прироста донных отложений за год в среднем для трех проб составил: $V_0 = 0,24 \pm 0,04$ см/год. Соответственно, через 1 год, после поступления радионуклидов в водоем максимум их содержания в донных отложениях находился на глубине 0-0,5, то через 5 лет он сместился на глубину – 0,5-1,5 см, через 30 лет – 5,6-10 см, через 50 лет – 12,0-15,5 см для обоих из рассматриваемых радионуклидов. [9].

Подвижные формы радионуклидов, находящиеся в поровой воде донных отложений могут диффундировать по профилю по градиенту концентрации. Часть из них будет сорбирована или химически связана в нижележащих слоях илов. При этом, если отдельные слои имеют разную сорбционную способность, распределение радионуклидов по профилю будет неоднородным.

С.Г. Левина, приводит описание колонки донных отложений для озера Урускуль. Верхний слой 0-8 см представляет собой «сильно растекающийся неконсолидированный наилкок сероватобурового («подзолистого» – хорошо перегоревшей древесины) цвета», далее, до глубины 64 см «темно-бурый мягкий ил» [4]. Таким образом, можно ожидать проявления неоднородности ориентировочно между слоями 0-8 см и 8-64 см.

На рисунке 2 показана динамика распределения ^{90}Sr по профилю донных отложений озера Урускуль по данным ПО «Маяк» [7]. Как следует из рисунка 2, создается впечатление, что произошло некоторое смещение части активности ^{90}Sr из слоя 0-5 см в слой 5-10 см. Однако, совершенно ясно, что колонку донных отложений невозможно взять дважды в одной и той же точке, так как при первом отборе профиль будет нарушен. Поэтому различия могут быть также связаны с неоднородностью.

На рисунке 3 представлены распределения суммарной β -активности по профилю донных отложений озера Урускуль взятых сотрудниками УНПЦ РМ 1.07.1964 г. в 6 точках. Распределение в двух точках отбора было практически одинаковым и графики почти слились, но в других точках различия были

значительные. При сравнении рисунков 2 и 3 создается впечатление, что при неизбежном отборе проб в разных точках невозможно определить, происходит ли изменение распределения по профилю донных отложений со временем, или различия связаны с пространственной неоднородностью загрязнения и неоднородностью донных отложений.

На рисунках 4-9 представлены различные распределения радионуклидов, в донных отложениях озер ВУРС (Урускуль и Бердяниш) и КРС (озеро Каинкуль) построенные нами по материалам базы данных УНПЦ РМ. В целом, можно считать, что со временем действительно происходит миграция радионуклидов в толщу донных отложений, однако в большинстве случаев явного смещения максимума в глубину не происходит.

Экспериментальные исследования А.В. Носова с соавт. на водоемах после аварии на Чернобыльской АЭС показали, что особую роль в перераспределении радионуклидов между водной массой и дном играет верхний, подвижный, слой донных отложений толщиной 3-12 мм. За счет процессов сорбции и седиментации загрязненной взвеси верхний слой быстро накапливает активность, определяя в дальнейшем процессы обмена радиоактивной примеси между водой и нижележащими донными отложениями.

Чтобы учесть влияние этого слоя, ими предложена трехкамерная модель, в которой донные отложения представлены последовательно соединенными камерами верхнего обменного и эффективного нижележащего слоев. [6].

По нашему мнению, пространственная неоднородность донных отложений, неоднородность выпадений и другие причины не позволяют использовать общепринятые методы эмпирико-статистического моделирования и верификации моделей. Кроме того, в большинстве случаев не является необходимым подробное исследование «озера вообще» и создание детальной модели. Также имеет очень ограниченное применение исследование воздействия радиоактивного загрязнения на биоту, поскольку Г.А. Тряпицыной с соавт. показано, что даже в технологических водоемах Теченского каскада воздействие на большинство живых организмов незначительно [8].

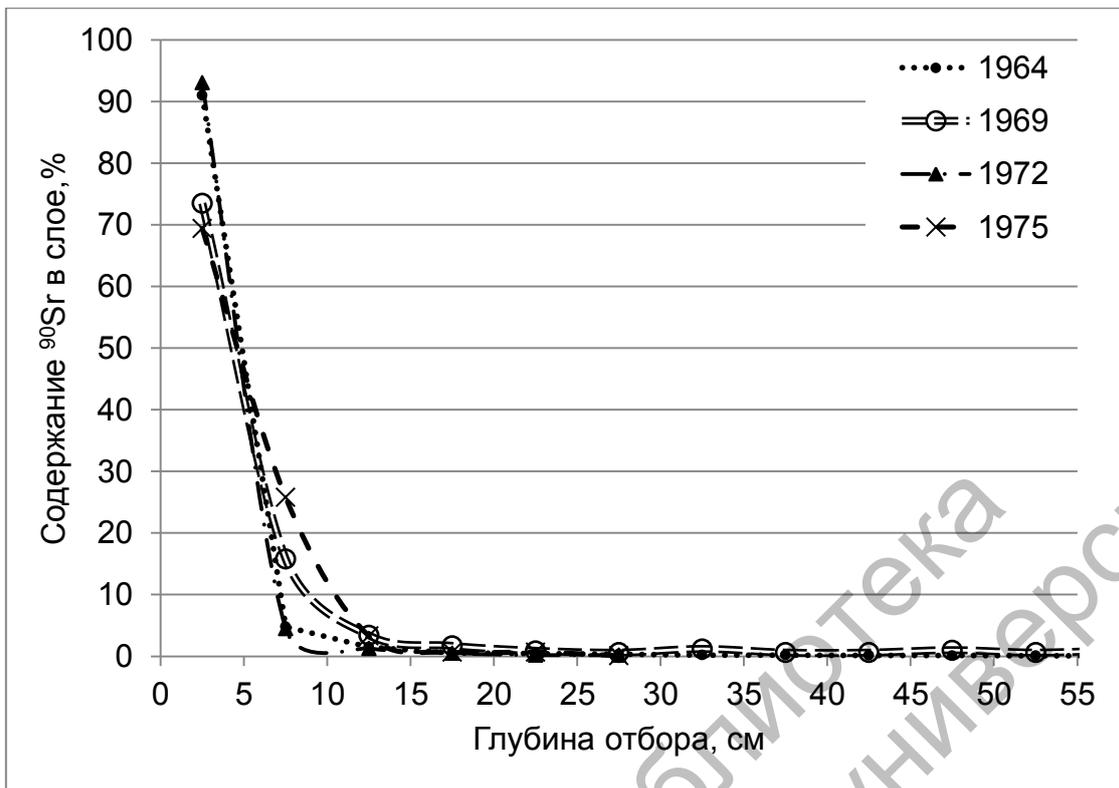


Рисунок 2 – распределение стронция в донных отложениях озера Урускуль по данным ПО «Маяк» [7]

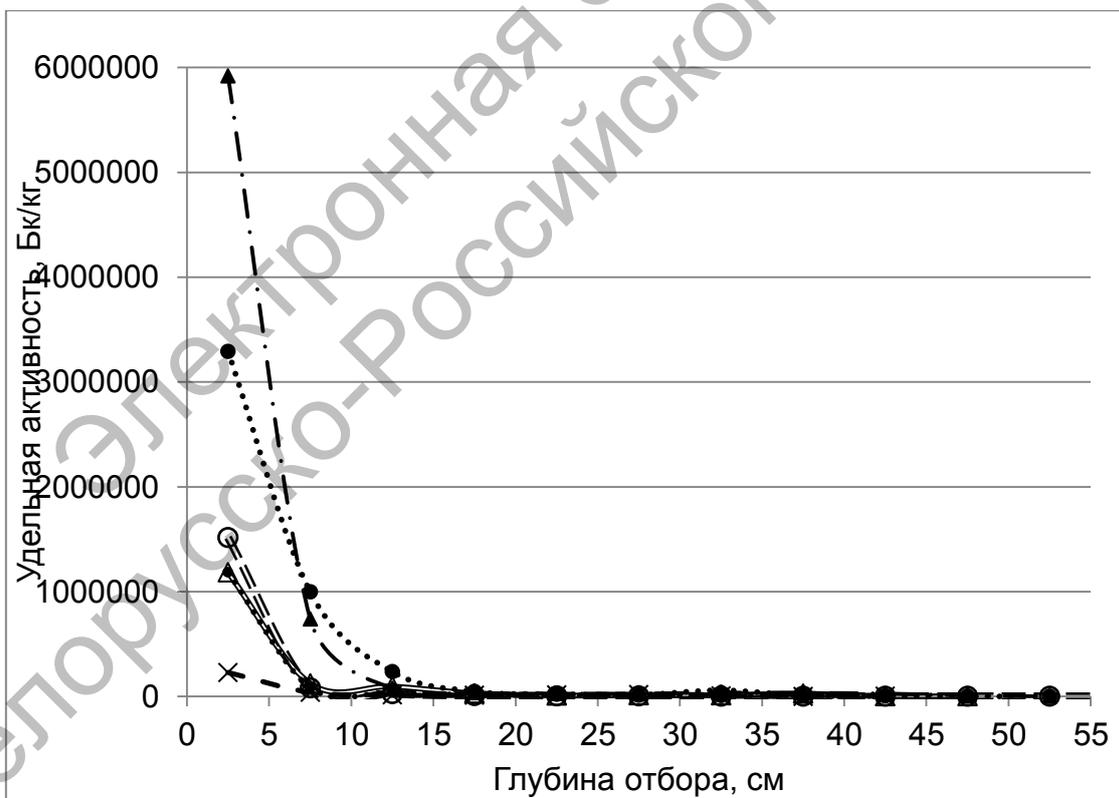


Рисунок 3 – Распределение суммарной β -активности по профилю донных отложений озера Урускуль в 6 разных точках отбора 1.07.1964 г.

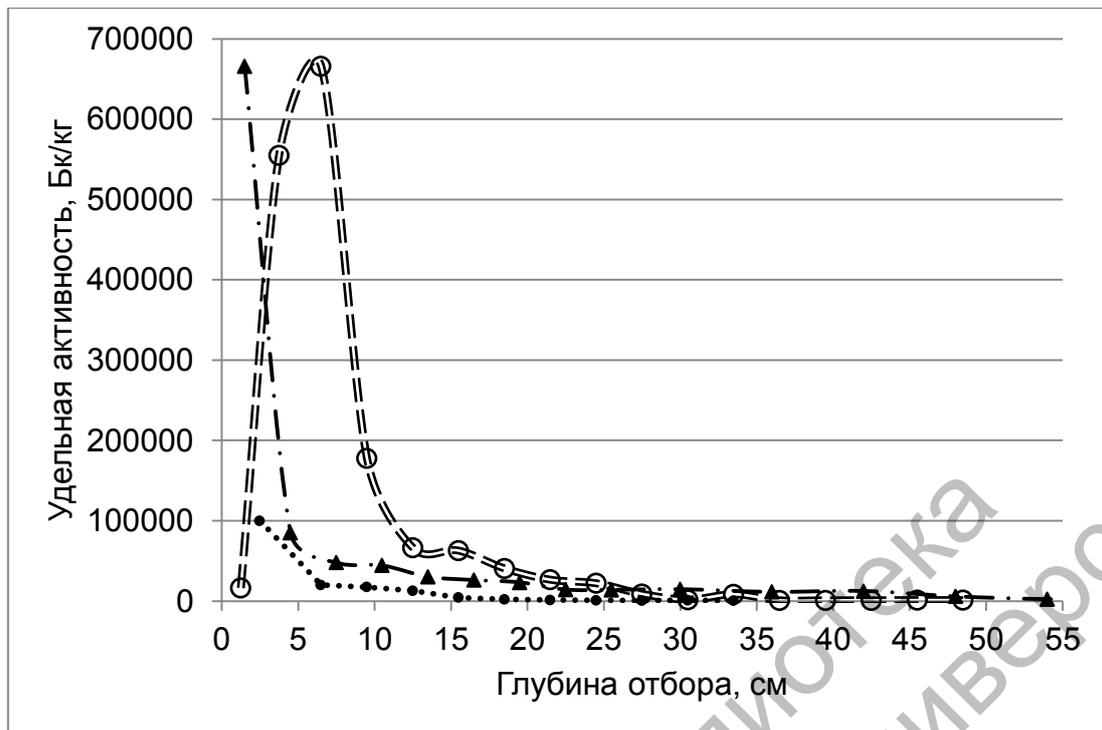


Рисунок 4 – Распределение суммарной β -активности по профилю донных отложений озера Урускуль в 3 разных точках отбора в 1982 г.

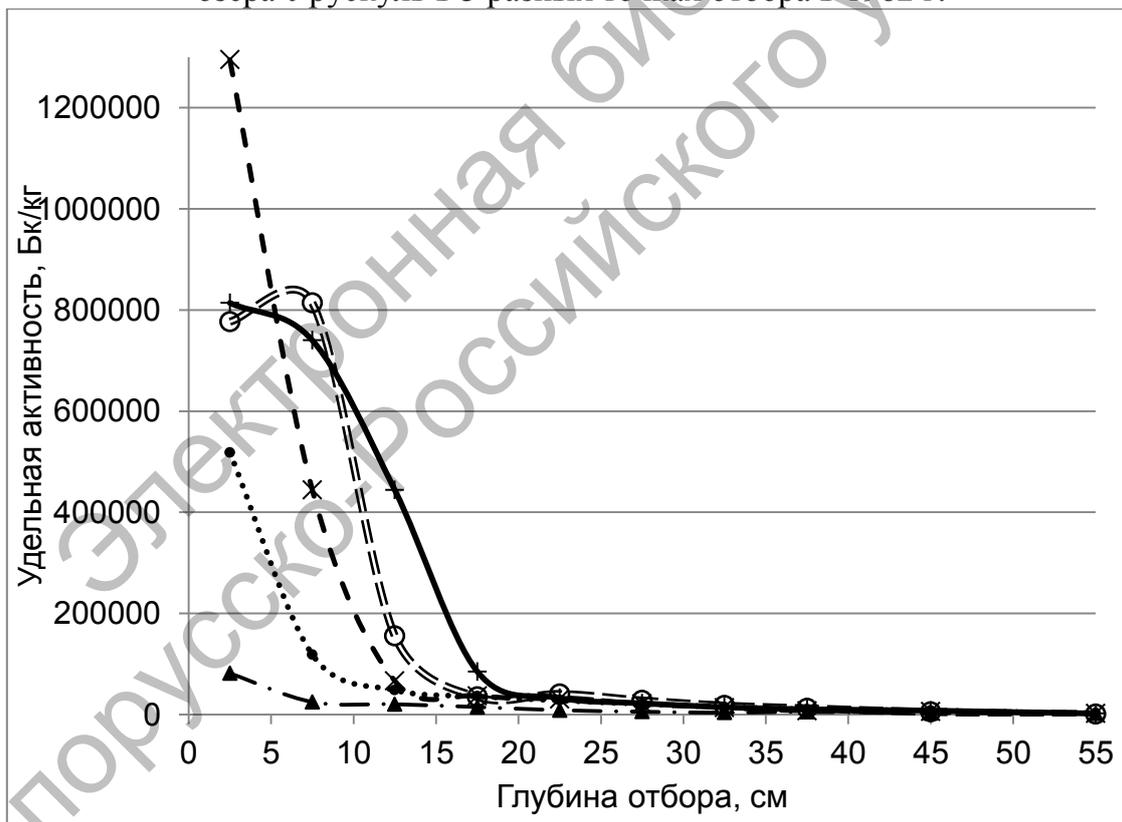


Рисунок 5 – Распределение суммарной β -активности по профилю донных отложений озера Урускуль в 5 разных точках отбора в 1984 г.

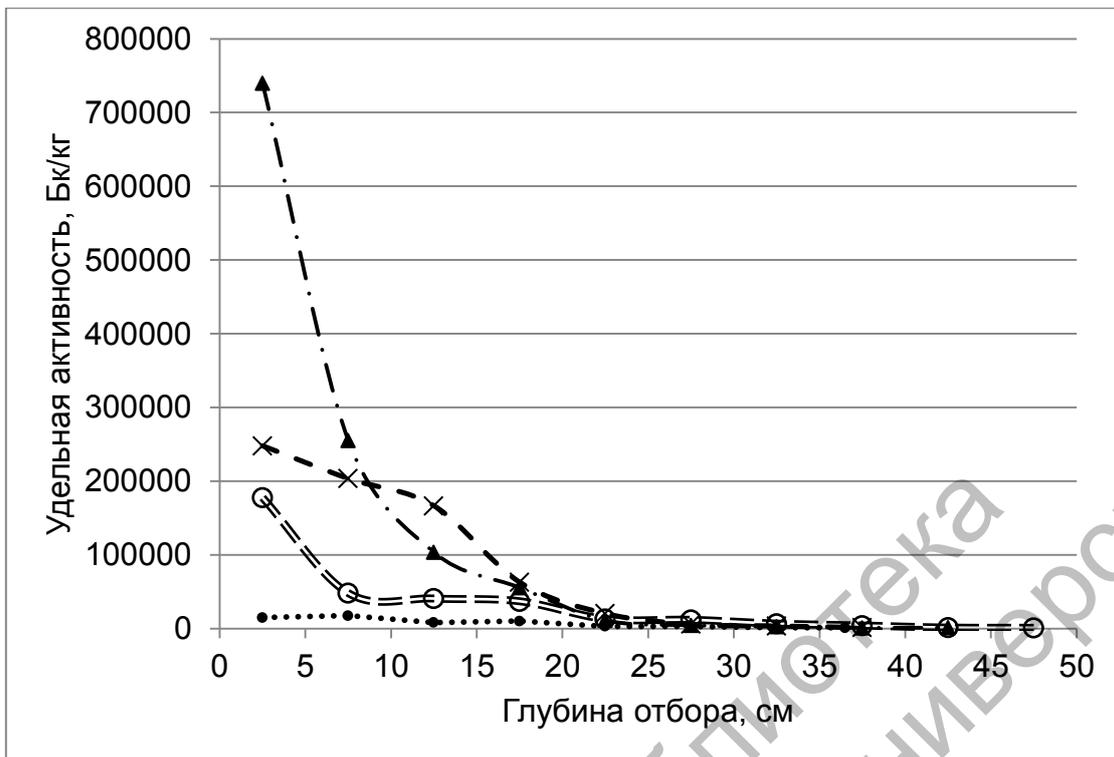


Рисунок 6 – Распределение суммарной β -активности по профилю донных отложений озера Бердяниш в 4 разных точках отбора в 1984 г.

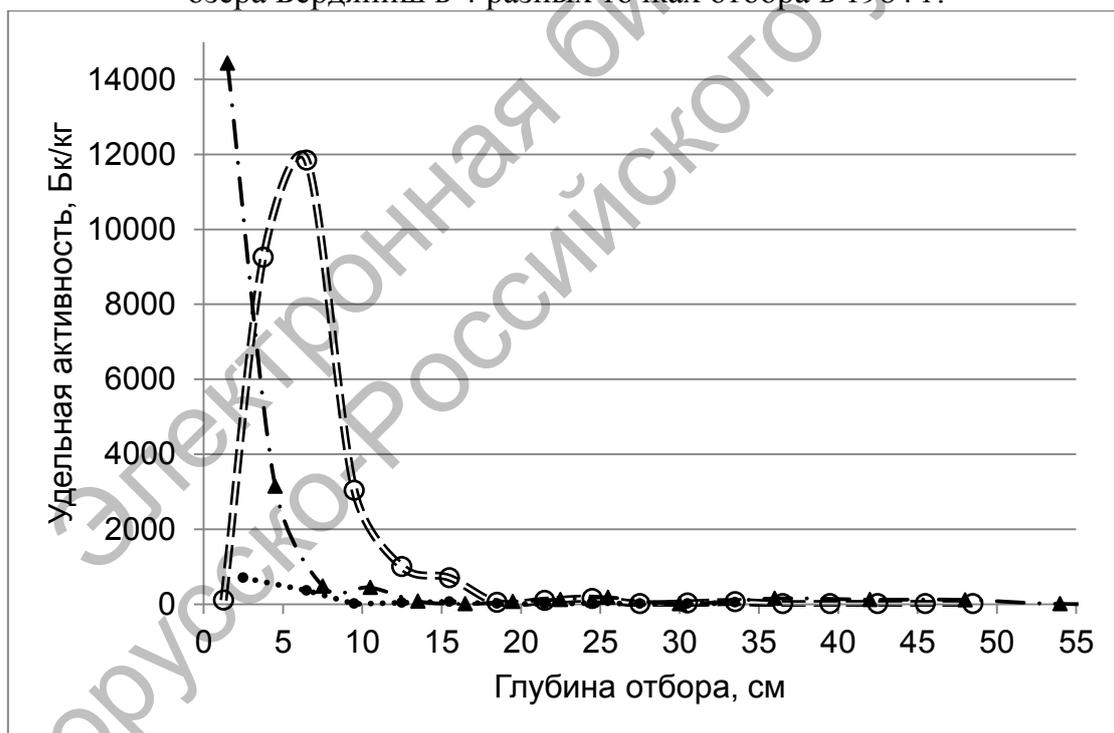


Рисунок 7 – Распределение ^{137}Cs по профилю донных отложений озера Урускуль в 3 разных точках отбора в 1982 г.

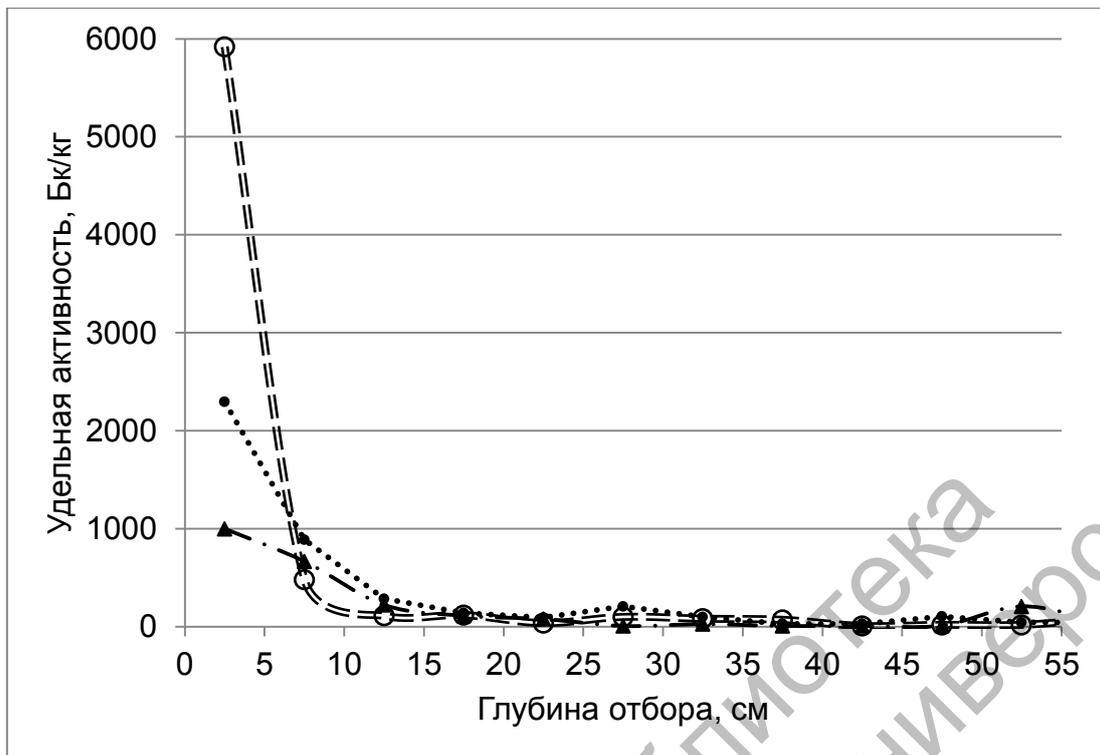


Рисунок 8 – Распределение активности ^{137}Cs по профилю донных отложений озера Каинкуль в 3 разных точках отбора в 1969 г.

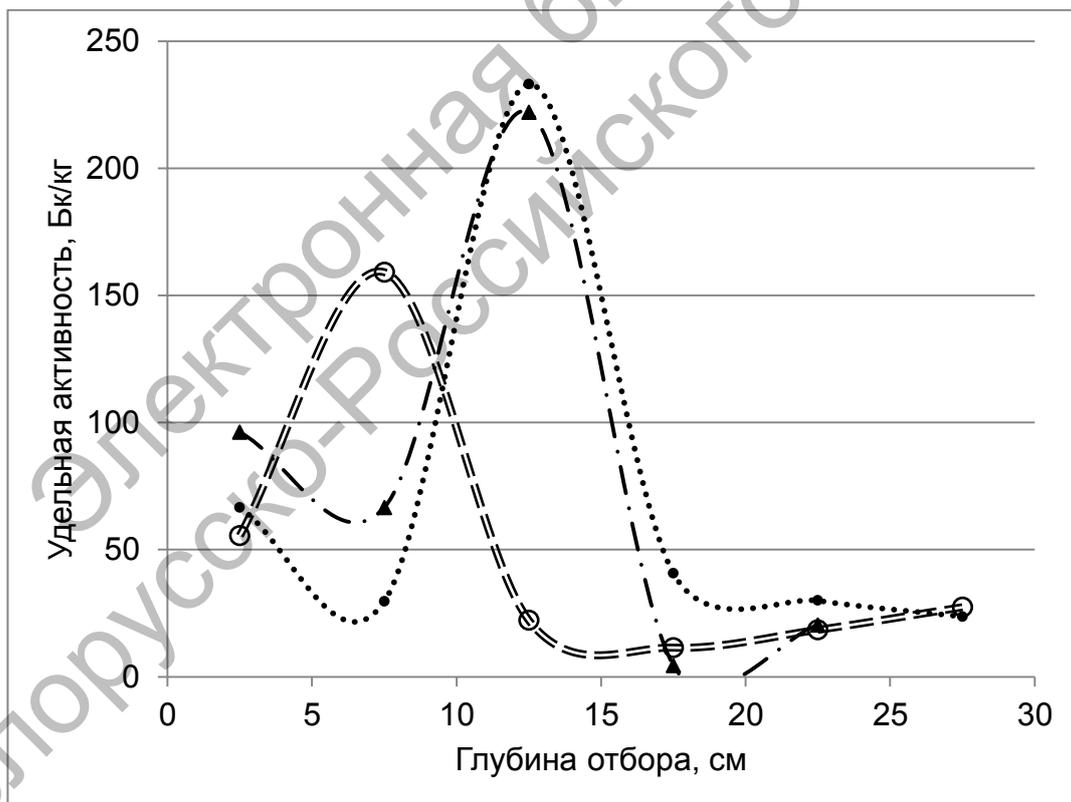


Рисунок 9 – Распределение активности ^{137}Cs по профилю донных отложений озера Каинкуль в 3 разных точках отбора в 1982 г.

Практический смысл имеет исследование динамики радиоактивного загрязнения воды, донных отложений и почвы в местах активного водопользования: отбора питьевой и технической воды, водопоя и выпаса скота, рекреационных зон, а также исследование загрязнения рыбы в местах лова.

Целью таких исследований должна быть оценка риска получения дозы внешнего и внутреннего облучения населения, превышающей радиационно-гигиенические нормативы. В частности, определение вероятности превышения радиационно-гигиенических нормативов по МЭД, активности радионуклидов в воде, рыбе и промысловых животных.

Литература

1. Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме //Мед. Радиология. – 1960. – № 5(1). – С. 67-73
2. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Динамика радиоактивного загрязнения абиотических компонентов водных экосистем различных типов на Южном Урале//Вода: химия и экология, 2016. - №9. - с. 9–19
3. Казачёнок Н.Н. Геоэкология техногенных радиоактивных изотопов: монография /– Могилёв : Беларус.-Рос. ун-т, 2017. – 283 с.
4. Левина С.Г., Аклеев А.В. Современная радиоэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа. М.: 2009. – 272 с
5. Мешалкина Н.Г. Радиоэкологическая характеристика открытых непроточных водоёмов, расположенных в зоне радиоактивного загрязнения: Дис. канд. биол. наук. М., 1966. 163 с
6. Носов А. В., А. Л. Крылов, В. П. Киселев, С. В. Казаков Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах / под ред. Р. В. Арутюняна ; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. – М. : Наука, 2010. – 253 с.
7. Опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк». Изучение радиоэкологических, радиационно-гигиенических и социально-хозяйственных последствий массированного радиоактивного загрязнения больших площадей (1958-1984 гг.). Отчет по теме «Мираж». Т.III. Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности». Из архивов ПО «Маяк», №4/ Составители Л.А Милакина, П.М. Стукалов – Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2005 -132 с.
8. Тряпицына Г.А., Андреев С.С., Осипов Д.И., Стукалов П.М.,Иванов И.А., Александрова О.Н.,Костюченко В.А., Пряхин Е.А., Аклеев А.В. Оценка радиационного воздействия на гидробионтов некоторых специальных промышленных водоемов ПО «Маяк»//Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т.52. №2, С.207-214
9. Фесенко С. В., Скотникова О. Г., Скрябин А. М., Сафронова Н. Г., Гонтаренко И. А. Моделирование долгосрочной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в непроточном пресноводном водоеме// Радиационная биология. Радиоэкология, 2004, том 44, № 4, с. 466-472
10. Popova I.Ya., Kazachonok N.N. Regularities of accumulation of Cs-137 and other radionuclides in the aquatic vegetation in the territory of the South-Ural biogeochemical province of techno-genic radioactive isotopes/ Impact of Cesium on Plants and the Environment /D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), Springer International Publishing Switzerland 2017. – С. 187-208