

Оценка поступлений радионуклидов в водоем-охладитель Белоярской АЭС и их последствий

В самом начале эксплуатации Белоярской АЭС в ее водоеме-охладителе появились радионуклиды стационарного происхождения, которые изучались экологами. В данной статье на основе численного моделирования показано, что станция сбрасывала радионуклиды в водоем на уровне $n \cdot 10^{11}$ Бк/год, в основном, до 1976 г., этими сбросами можно объяснить наблюдавшееся загрязнение воды и донных отложений водоема.

Ключевые слова: Белоярская АЭС, водоем-охладитель, донные отложения, радионуклиды, дифференциальные уравнения в частных производных.

Б.Е.Серебряков, А.Г.Цовьянов
(ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА
России, г. Москва)

Для охлаждения циркуляционной воды Белоярской АЭС (БАЭС) был создан водоем-охладитель путем преграждения р. Пышмы. Объем водохранилища – $2,65 \cdot 10^8$ м³, площадь – 38,6 км² ($3,86 \cdot 10^7$ м²), средняя глубина – 6,9 м. Из водоема вытекает р. Пышма шириной 5–13 м со среднегодовым стоком от $3,3 \cdot 10^7$ м³/год до $1 \cdot 10^8$ м³/год (средняя величина расхода $8,8 \cdot 10^7$ м³/год).

За все время эксплуатации Белоярского водохранилища (с 1964 г.) нарушений нормативных документов не было. Тем не менее, в водохранилище было поступление радионуклидов стационарного происхождения, поэтому кроме регламентного радиационного контроля изучение радиоактивного загрязнения Белоярского водохранилища долгие годы выпол-

Табл.1. Активность воды в разных частях водоема, Бк/л [1].

Место измерения	⁶⁰ Со	⁹⁰ Сг	¹³⁷ Сs
Биофизическая станция	0,7	0,31	0,81
Теплый залив	0,25	0,06	0,31
Щучий залив	0,09	0,044	0,11
Верховье водоема	0,036	0,044	0,042

няется научными организациями, в основном это Институт экологии растений и животных (ИЭРиЖ УрО РАН), этот Институт имеет Биофизическую станцию (БФС), расположенную прямо на берегу Белоярского водохранилища.

На рис.1 приведена схема водохранилища, на которой показано расположение каналов и БФС. Согласно имеющимся представлениям, основное поступление радионуклидов в водохранилище было связано со сбросом дебалансных вод, который производился в промливневую канализацию (ПЛК). Также имелась возможность поступления радионуклидов из обводного канала в Белоярское водохранилище.

Из рис.1 следует, что Белоярское водохранилище имеет весьма вытянутую форму, поэтому использовать для его моделирования формулы для однородного водоема не пред-



Рис.1. Схема водоема-охладителя Белоярской АЭС. 1 – сбросной канал; 2 – водозаборный канал; 3 – ПЛК; 4 – обводной канал; 5 – БФС [1].

ставляется возможным. Действительно, по данным ИЭРиЖ УрО РАН [1], активность воды в разных частях водоема различается до порядка величины. Это следует из табл.1, где приведены осредненные с 1976 по 1986 гг. данные по активности радионуклидов в воде Белоярского водохранилища для отдельных его частей.

Активность воды в Белоярском водохранилище значительно изменялась со временем.

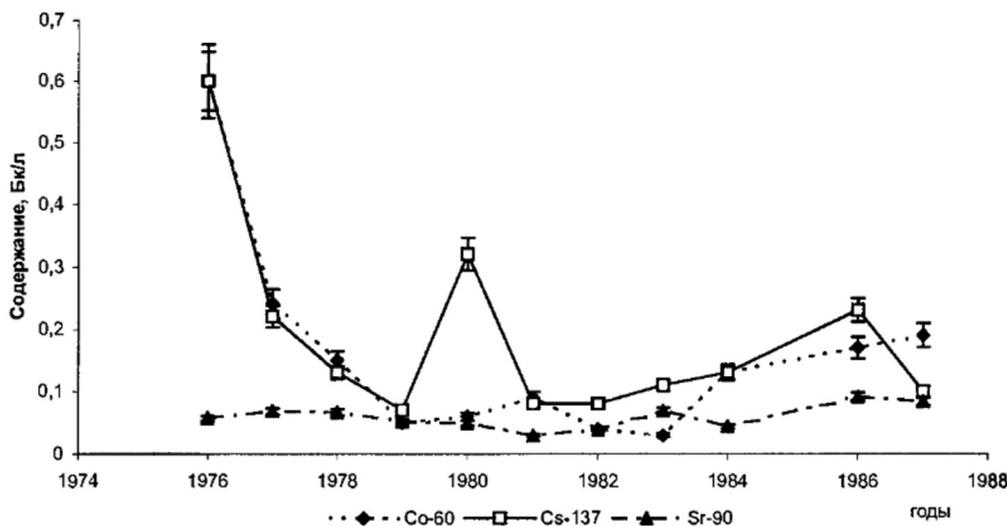


Рис.2. Изменение со временем осредненной активности радионуклидов в воде Теплого залива, Бк/л [1].

На рис.2 показано изменение активности воды в Теплом заливе со временем, согласно [1]. Из рис.2 видно резкое уменьшение активности ^{60}Co и ^{137}Cs после 1976 г.

Детальный анализ данных ИЭРиЖ УрО РАН [1] показал, что с 1976 г. примерно по 1979 г. наблюдается резкое уменьшение (на порядок) объемной активности воды (кроме ^{90}Sr). С 1983 г. наблюдается незначительное (примерно в два раза) увеличение активности всех радионуклидов в воде. К сожалению, после 1988 г. и до 1999 г. данных по активности рассматриваемых радионуклидов в воде нет.

ИЭРиЖ УрО РАН выполнял оценки по содержанию суммарной активности радионуклидов в воде и в донных отложениях. Согласно [1] следует, что запас радионуклидов ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища на 1989 г. составлял 6,6 ГБк, 9,9 ГБк и 12,0 ГБк, соответственно.

Активность донных отложений в основном зависит не от расстояния до места сброса ПЛК, а от вида донных отложений, в илистых отложениях активность значительно больше, чем в песчаных. Общий запас радионуклидов ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях Белоярского водохранилища, оцененный ИЭРиЖ УрО РАН на 1984–1985 гг. для десятисантиметровой толщины отложений, составлял 238 ГБк, 114 ГБк и 656 ГБк, соответственно [1]. Отношение запаса радионуклидов в донных отложениях к запасу в воде получается для ^{60}Co – 36, для ^{90}Sr – 12 и для ^{137}Cs – 55. Таким образом общее содержание радионуклидов в донных отложениях в десятки раз больше, чем в воде.

В отечественном нормативном документе [3] по расчету допустимых сбросов для замкнутого водоема накопление радионуклидов в донных отложениях не учитывается, т. е. получаются ошибки в десятки раз. Это ставит под сомнение возможность использования методики [3] для расчета допустимых сбросов.

По приведенным данным активности радионуклидов в воде и в донных отложениях следует сделать два замечания. Первое замечание связано с повышенной активностью радионуклидов в Теплом заливе. Это может быть связано с поступлением радионуклидов из реакторов из-за разгерметизации тепловыделяющих элементов. Но, скорее всего, основное загрязнение Теплого залива происходит из-за того, что водозаборный канал качает воду из Голубого залива, куда производится сброс загрязненных вод ПЛК.

Второе замечание касается ^{90}Sr , активность которого заметно меньше активности ^{60}Co и ^{137}Cs . Известно, что ^{90}Sr составляет сравнительно малую долю активности отходов атомных станций. Приведенные выше активности этого радионуклида в воде и в донных отложениях находятся в пределах вариаций активности ^{90}Sr , накопленной в рассматриваемых объектах из-за глобальных выпадений, связанных с испытанием ядерного оружия и Чернобыльской аварии. Поэтому основная активность ^{90}Sr в водоеме, скорее всего, не является активностью станционного происхождения.

Для расчета распространения радионуклидов в Белоярском водохранилище в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России была разработана специальная компьютерная модель, основанная на численном решении дифференциальных уравнений в частных производных. В этой модели применялся обычно использующийся способ учета взаимодействия воды с донными отложениями путем введения активного слоя донных отложений.

Уравнение для расчета переноса радионуклидов, растворенных в воде, можно представить в следующем виде:

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij} \frac{\partial C_w}{\partial x_j} - V_i C_w \right] - \lambda C_w + \frac{nd}{H} (\rho K_{dd} C_d - K_{sd} C_w) + Q, \quad (1)$$

где: C_w – объемная активность воды, Бк/м³; C_d – удельная активность активного слоя донных отложений, Бк/кг; ρ – плотность донных отложений, кг/м³; t – время, с; K_{ij} – тензор коэффициента турбулентной диффузии, м²/с; V_i – скорость течения, м/с; λ – постоянная радиоактивного распада, с⁻¹; Q – источник поступления или уменьшения активности, Бк/(м³с); d – толщина активного слоя донных отложений, взаимодействующих с водой, м (обычно от 0,01 м до 0,05 м); H – глубина водоема, м, (полагается, что $H \gg d$); K_{dd} – скорость перехода активности из донных отложений в воду, или иначе – скорость десорбции донных отложений, с⁻¹; K_{sd} – скорость перехода активности из воды в донные отложения, или скорость сорбции донных отложений, с⁻¹; n – пористость донных отложений.

Активность донных отложений в активном слое донных отложений рассчитывается путем решения следующего дифференциального уравнения:

$$\frac{\partial C_d}{\partial t} = n \left(\frac{K_{sd} C_w}{\rho} - K_{dd} C_d \right) - \lambda C_d + \frac{I}{d} (S \cdot C_s - F \cdot C_d) - K_z \frac{\partial C_{vd}}{\partial z} \quad (2)$$

C_s – удельная активность взвеси, Бк/кг; S и F – скорости осадконакопления и взмучивания донных отложений, соответственно, м/с.

Последний член уравнения (2) описывает взаимодействие активного слоя донных отложений с нижележащими отложениями, обозначения, использованные в этом члене, описываются ниже.

Для расчета вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях используется следующее дифференциальное уравнение в частных производных:

$$\frac{\partial C_{vd}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z \frac{\partial C_{vd}}{\partial z} - \frac{V_z C_{vd}}{K_d + n} \right] - \lambda C_{vd} \quad (3)$$

где: C_{vd} – суммарная активность радионуклидов в поровой воде и в твердой фазе, Бк/м³, K_z – вертикальный коэффициент гидродинамической дисперсии, этот коэффициент учитывается при расчете подземной миграции загрязнителей, м²/с; K_d – безразмерный коэффициент распределения донных отложений ($K_d = K_{sd}/K_{dd}$); V_z – вертикальная скорость миграции радионуклидов, в некоторых случаях может быть приравнена к скорости осадконакопления, м/с.

Таким образом, получена система из трех уравнений, которая описывает перенос загрязнителей в водоеме. Уравнение (1) является двумерным, уравнение (3) – одномерным, а уравнение (2) – обыкновенным дифференциальным уравнением. Однако если в уравнении (3) учитывать изменение параметров в горизонтальной плоскости, то можно сделать вывод, что уравнение (3) описывает трехмерную картину загрязнения донных отложений. Для определения горизонтальных границ области интегрирования уравнений используется приведенная на рис.1 схема водохранилища.

Уравнения (1)–(3) решаются численно с помощью метода конечных разностей. Активность радионуклидов в активном слое донных отложений, получаемая при решении уравнения (2), используется в уравнении

Табл.2. Изменение со временем поступления радионуклидов в водоем.

Радионуклид	Сброс в зависимости от времени, Бк/год					
	1970–1976 гг.	1977–1983 гг.	1984–1990 гг.	1991–2004 гг.	2005–2009 гг.	2010–2020 гг.
¹³⁷ Cs	2,5·10 ¹¹	2,5·10 ¹⁰	5,0·10 ¹⁰	5,0·10 ⁹	1,25·10 ⁹	0
⁶⁰ Co	2,5·10 ¹¹	1,25·10 ¹⁰	2,5·10 ¹⁰	2,5·10 ⁹	6,2·10 ⁸	0
⁹⁰ Sr	5,0·10 ¹⁰	5,0·10 ⁹	1,0·10 ¹⁰	1,0·10 ⁹	2,5·10 ⁸	0

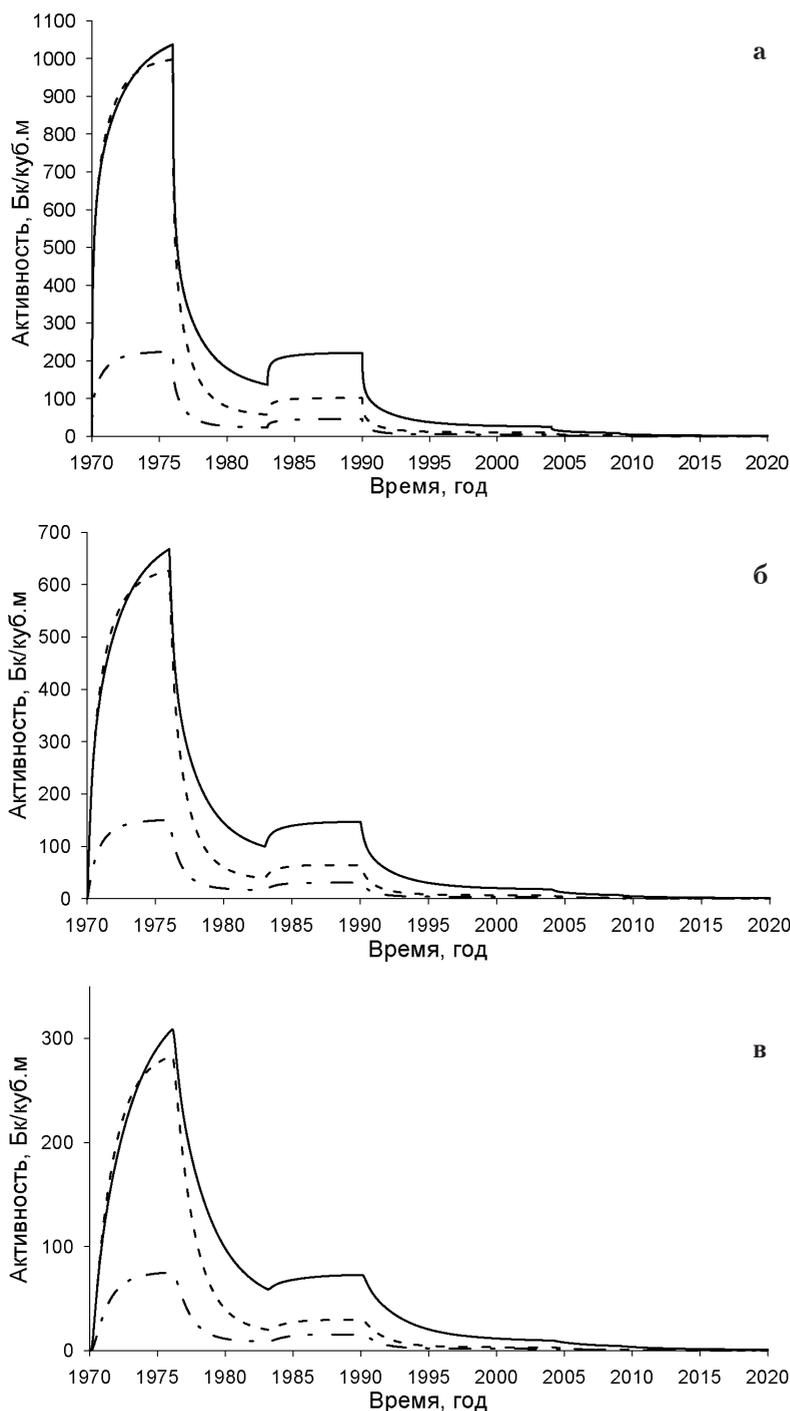


Рис.3. Рассчитанное изменение активности радионуклидов в воде с 1970 по 2020 гг. Сплошная кривая – ^{137}Cs , пунктир – ^{60}Co , штрихпунктир – ^{90}Sr ; а – Голубой залив, б – Теплый залив, в – Щучий залив.

(3) в виде верхнего граничного значения. По повторяющимся индексам во всех уравнениях подразумевается суммирование.

Эффект гидродинамической дисперсии (K_z), взаимосвязь коэффициента дисперсии и коэффициента диффузии имеет следующий вид:

В уравнении (1) вместо турбулентной диффузии учитывается дисперсия ветровых течений. При проведении пробных расчетов было получено, что наилучшее соответствие экспериментальным данным по распределению активности радионуклидов в водоеме получается при величине коэффициента дисперсии, равного $3 \cdot 10^7 \text{ м}^2/\text{год}$, или $1 \text{ м}^2/\text{с}$.

Толщина активного слоя донных отложений полагается 2 см. Плотность донных отложений и частиц взвеси полагается равной $1000 \text{ кг}/\text{м}^3$, пористость донных отложений – 0,3. Полагалось, что увеличение толщины донных отложений идет за счет осаждения взвеси, скорость осаждения полагалась $2 \text{ мм}/\text{год}$. Взмучивание донных отложений не учитывалось. В работе [2] был получен коэффициент диффузии цезия (D) в иловых отложениях, равный $0,315 \text{ см}^2/\text{год}$, а для кобальта – $0,79 \text{ см}^2/\text{год}$. Эти оценки используются в данной работе. Для стронция полагается, что его коэффициент диффузии в 10 раз больше, чем у цезия. В уравнении (3) используется не коэффициент диффузии, а ко-

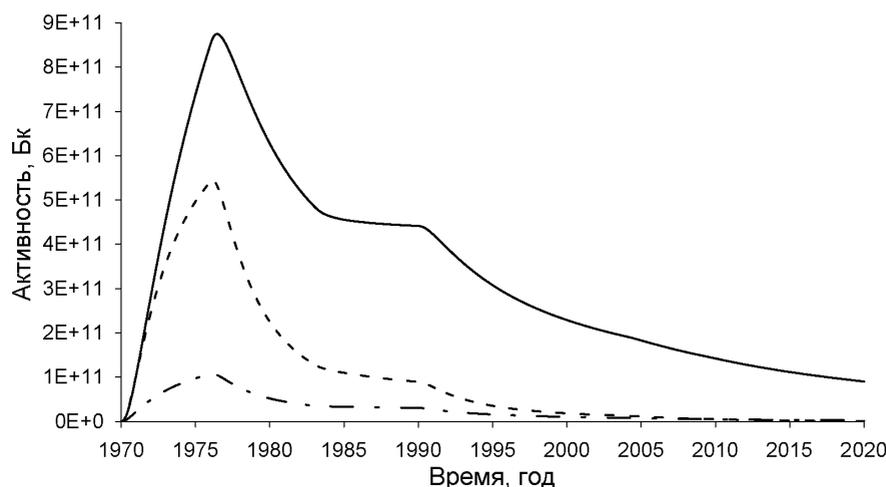


Рис. 4.
Изменение активности радионуклидов в донных отложениях. Сплошная кривая — ^{137}Cs , пунктир — ^{60}Co , штрихпунктир — ^{90}Sr .

$$D = K_z / (n + K_d).$$

В данной работе полагается, что коэффициент распределения цезия для донных отложений равен 1000, кобальта — 500, стронция — 100. Скорость сорбции всех радионуклидов полагается $0,3 \text{ ч}^{-1}$. В соответствии с указанными значениями коэффициента распределения скорость десорбции цезия получается $3 \cdot 10^{-4} \text{ ч}^{-1}$, кобальта — $6 \cdot 10^{-4} \text{ ч}^{-1}$, стронция — $3 \cdot 10^{-3} \text{ ч}^{-1}$. Представленные сорбционные параметры, кроме использования литературных данных, были получены также путем проведения пробных расчетов, т. е. путем решения обратной задачи при выполнении предварительных расчетов.

Коэффициент распределения у взвеси обычно больше, чем у донных отложений. Поэтому в данной работе полагается, что коэффициент распределения у взвеси в три раза больше, чем у донных отложений для всех трех рассматриваемых радионуклидов. Активность взвеси оценивалась следующим образом: $C_s = C_w K_d / \rho$.

На основании экспериментальных результатов по активности воды в данной работе было сделано предположение, что основной сброс в водохранилище на одном уровне происходил с 1970 по 1976 гг., после 1976 г. и до 1983 г. сбросы были значительно меньше, а с 1983 г. по 1990 г. было некоторое увели-

чение поступления радионуклидов в водоем. После 1990 г. предполагалось значительное уменьшение сбросов, а с 2009 г. полагалось, что сбросы прекратились. Величины потоков радионуклидов, которые использовались для расчетов, приведены в табл. 2.

На рис. 3 приведены расчеты временных вариаций активности радионуклидов с 1970 г. по 2020 г. для Щучьего, Теплого и Голубого заливов. Из рис. 3 видно, что расчеты примерно соответствуют экспериментальным данным, приведенным в табл. 1. Только для Голубого залива экспериментальные данные больше расчетов. Скорее всего, в Голубом заливе результаты зависят от места взятия проб из-за очень неравномерного распределения активности воды по площади залива.

Накопление радионуклидов в донных отложениях рассчитывается с помощью уравнений (2) и (3). На рис. 4 показано изменение со временем расчетов общего содержания радионуклидов в донных отложениях, полученного интегрированием расчетов по уравнению (3). Из рис. 4 видно, что в 1984–85 гг. рассчитанное содержание ^{137}Cs составляло около 500 ГБк, ^{60}Co — около 150 ГБк и ^{90}Sr — около 50 ГБк. Согласно измерениям ИЭРиЖ УрО РАН [1] следует, что запас радионуклидов ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища на 1984–1985 гг. составлял 238 ГБк, 114 ГБк

и 656 ГБк соответственно. Рассчитанное содержание ^{137}Cs соответствует измерениям, а содержание ^{60}Co и ^{90}Sr меньше примерно в два раза.

Измерения ИЭРиЖ УрО РАН [1] соответствуют периоду, когда сброс радионуклидов в водохранилище был практически прекращен. Из рис.4 видно, что в 1976 г. содержание ^{137}Cs в донных отложениях было почти в 2 раза больше, чем в 80-х гг.

Представляет интерес сравнение активности радионуклидов, задержавшихся в донных отложениях, с активностью, поступившей в р. Пышму. Начиная с 1970 г., за 6 лет в водоем поступило $1,5 \cdot 10^{12}$ Бк ^{137}Cs . Согласно рис.4 в 1976 г. в донных отложениях водоема содержалось примерно $9 \cdot 10^{11}$ Бк ^{137}Cs . Получается, что примерно 60% ^{137}Cs задержалось в донных отложениях и только 40% попали в р. Пышму.

Таким образом, донные отложения не только уменьшают активность в водоеме, но и препятствуют загрязнению вытекающих из водоема потоков.

На рис.5 приведено вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях Теплового залива, рассчитанное для 1980 и 2010 гг. Для 1980 г. величина активности и ее распределение по глубине приблизительно соответствуют экспериментальным данным по активности и распределению ее по глубине, приведенной в [1,3].

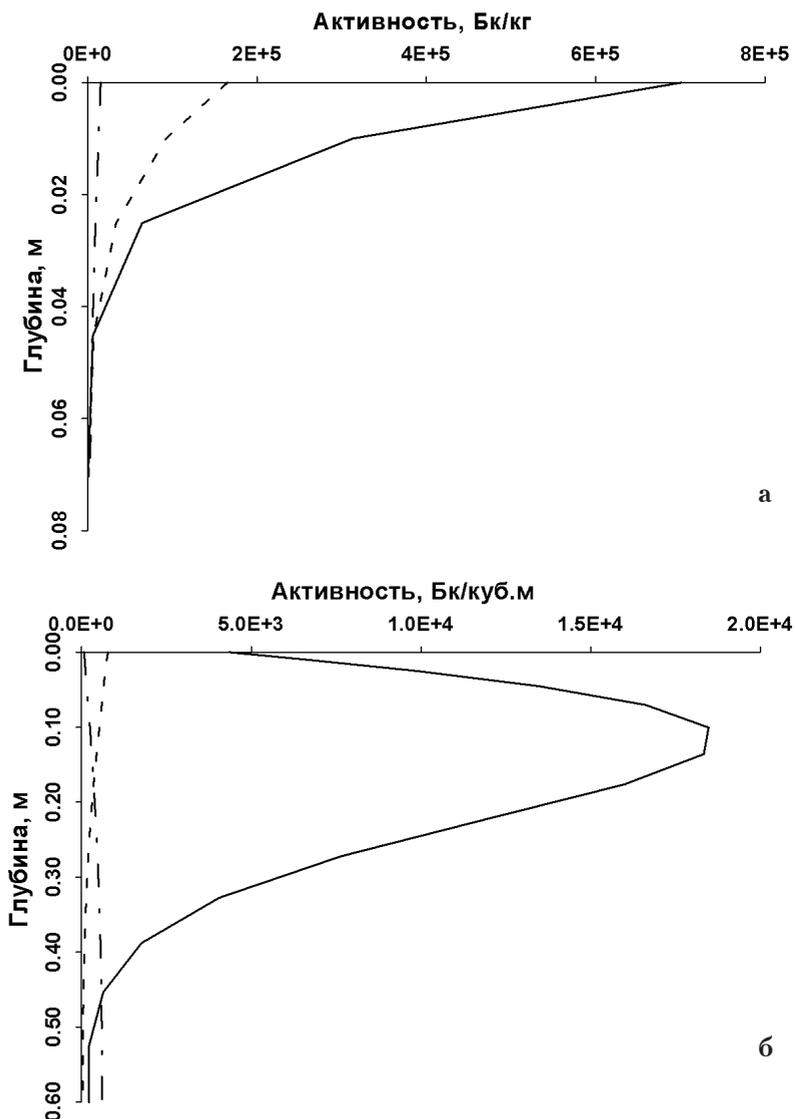


Рис.5. Изменение с глубиной активности радионуклидов в донных отложениях Теплового залива в 1980 г. (а) и в 2010 г. (б); сплошная кривая – ^{137}Cs , пунктир – ^{60}Co , штрих-пунктир – ^{90}Sr .

Для современных экспериментальных данных, приведенных в [4], не наблюдается вымывание радионуклидов из верхнего слоя, как в расчетах. Такой эффект может быть связан с увеличенной десорбцией в расчетах, или с современным поступлением радионуклидов в водохранилище. Можно предположить, что и в настоящее время имеется неучтенный источник поступления радионуклидов из ПЛК в Белоярское водохранилище. Этот источник,

скорее всего, может быть связан с расположенным рядом с БАЭС Институтом реакторных материалов, где имеется работающий с 1966 г. реактор, охлаждающая вода с которого сбрасывается в ПЛК.

Выводы

1. Разработана численная, нестационарная модель переноса радионуклидов в воде Белоярского водохранилища и их накопления в донных отложениях. Результаты расчетов в целом соответствуют измерениям.

2. Обосновано предположение, что до 1976 г. включительно основной сброс радионуклидов с БАЭС проводился в Белоярское водохранилище на уровне $n \cdot 10^{11}$ Бк/год, а с 1977 г. основной сброс радионуклидов стал осуществляться в Ольховское болото. Возможно, на станции в 1976 г. заметили, что активность радионуклидов в воде Белоярского водоема заметно возросла и изменили место основного сброса.

3. Расчеты и экспериментальные данные по Белоярскому водохранилищу свидетельству-

ют, что общая активность донных отложений в десятки раз больше общей активности воды. Можно сделать вывод, что если не учитывать донные отложения, то ошибки в оценке активности воды в замкнутых водоемах могут достигать десятки раз.

4. Согласно выполненным расчетам, за 6 лет поступления радионуклидов в Белоярское водохранилище примерно 60% ^{137}Cs задержалось в донных отложениях и только 40% попали в р. Пышму. Получается, что донные отложения не только уменьшают активность воды в водоеме, но и препятствуют загрязнению вытекающих из водоема потоков.

5. По расчетам, в настоящее время должно происходить вымывание радионуклидов из самого верхнего слоя донных отложений, но этот эффект не наблюдается по экспериментальным данным. Можно предположить, что и в настоящее время имеется неучтенный источник поступления радионуклидов из ПЛК в Белоярское водохранилище. Этот источник, скорее всего, связан с Институтом реакторных материалов.

Литература

1. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиология пресноводных экосистем. Екатеринбург, 2006. 389 с.
2. Скотникова О.Г., Константинов И.Е., Фесенко С.В. Исследование вертикальной миграции радионуклидов в донных отложениях и грунте непроточного водоема. Препринт ГКИАЭ СССР и НКРЗ при Минздраве СССР, М., 1982.
3. Методика разработки нормативов допустимых сбросов радиоактивных веществ в водные объекты для водопользователей. Утверждена приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 22 декабря 2016 года № 55.
4. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Трапезникова В.Н., Платаев А.П. Радиологическое исследование водоема-охладителя Белоярской АЭС перед вводом в эксплуатацию 4-го энергоблока БН-800// Медико-биологические и социально-психологические проблемы безопасности в чрезвычайных ситуациях. 2016. № 2. С. 82-88.

Assessment of Radionuclides Intakes to the Cooling-Pond of the Beloyarsk NPP and their Consequences

Serebryakov Boris, Tsovyanov Alexander (State research center –Burnasyan Federal Medical Biophysical Center of the Federal Medical Biological Agency of Russia, Moscow, Russia)

Abstract. At the beginning of operation of the Beloyarsk NPP, radionuclides of station origin appeared in its cooling-pond, which were studied by ecologists. In this paper, based on numerical modeling, it is shown that the station discharged radionuclides into the pond at the level of $n \cdot 10^{11}$ Bq/year, mainly before 1976, these discharges can explain the observed contamination of water and bottom sediments of the pond.

Key words: *Beloyarsk NPP, cooling-pond, bottom sediments radionuclides, partial differential equations.*

Б.Е.Серебряков (в.н.с., к.ф.-м.н.), А.Г.Цовьянов (зав.лаб.) – ФГБУ ГИЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России, г. Москва.

Контакты: тел. +7 (906) 739-63-27; e-mail: bserebr@yandex.ru.