

Перечисленное позволяет сделать вывод о достигнутом пределе в экспериментальном определении интегральных сечений, с одной стороны, и точности представления энергетических зависимостей реакций нейтронных взаимодействий, используемых при поиске спектрального решения, с другой. Это означает, что попытки математическим путем достигнуть значимого улучшения в описании спектров нейтронов деления ^{235}U тепловыми нейтронами и спонтанного деления ^{252}Cf бесперспективны без уточнения экспериментальных данных для интегральных сечений и повышения реальной физической точности энергетических зависимостей сечений нейтронных взаимодействий и соответственно их многогрупповых представлений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Власов Н.А. Нейтроны. М.: Наука, 1971.
2. Нейтронно-активационные детекторы для реакторных измерений. Сечения реакций взаимодействия нейтронов с ядрами. ГСССД 131-89. М.: Изд-во стандартов, 1989.
3. Кошелев А.С., Маслов Г.Н., Петров Ю.В. КАСКАД — комплексная вычислительная программа для метода интегральных нейтронных детекторов. Тезисы докл. 5-го Всес. сов. по метрологии нейтронного излучения на реакторах и ускорителях, 3—7 декабря 1990 г. М., ВНИИФТРИ, 1990, с. 116—118.
4. Замятин Ю.С. Мгновенные нейтроны и γ -лучи деления. — В сб.: Физика деления атомных ядер. М.: Госатомиздат, 1962.
5. Griffin P., Williams J. Least squares analysis of fission neutron standard fields. — IEEE Trans. Nucl. Sci., 1977, v. 44, № 6, p. 2071—2078.

Поступила в Редакцию 13.10.99

УДК 614.876

РАДИАЦИОННЫЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ГИПОТЕТИЧЕСКОГО ПРОРЫВА ДАМБЫ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Кононович А.Л. (ГИПЭ), Прудовский А.М., Школьников С.Я.

(НИИ энергетических сооружений),

Асарин А.Е., Жиркевич А.Н. (Ин-т «Гидропроект»),

Осколков Б.Я., Носовский А.В., Куликов Л.Е., Острянин Ю.А.

(Чернобыльская АЭС)

Водоем-охладитель Чернобыльской АЭС представляет собой искусственное наливное водохранилище площадью 22,7 км², объемом 0,16 км³ при средней глубине 7 м, образованное обвалованием части долины р. Припяти песчаными дамбами с пляжевыми откосами. Припять отведена от водоема искусственным судоходным каналом, протрассированным вдоль восточной дамбы. Потери воды из него за счет испарения и фильтрации восполняются подкачкой из р. Припяти. Непосредственного стока из водоема в Припять нет. Превышение уровня воды в водоеме над уровнем воды в реке в межень достигает 7,8 м.

В пределах водоема-охладителя сооружена длинная струенаправляющая дамба, предназначенная для оптимизации термического режима охладителя. По дну проходит старое русло р. Припяти, частично занесенное в настоящее время илом. Имеются также старые выемки карьеров грунта, использованного для отсыпки дамб. В акватории находятся затопленные дамбы, одна из которых является остатком ограждения 1-й очереди водоема, вторая предназначена для оптимизации течений циркуляционной воды (рис.1).

За период эксплуатации дно водоема покрылось илистыми отложениями мощностью до 10 см. В результате аварии на 4-м блоке АЭС в водоем выпало значительное количество радионуклидов, осевших на дно и ассоциированных с илами. С точки зрения

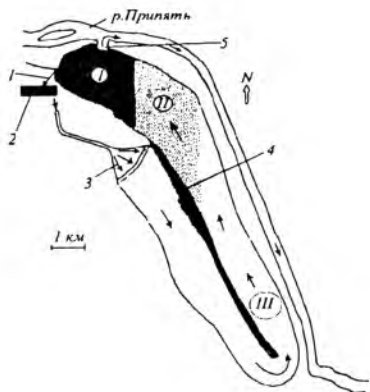


Рис. 1. Схематический план водоема-охладителя Чернобыльской АЭС: 1, 3 — водозабор и сброс охлаждающей воды соответственно; 2 — здания; 4 — разделительная дамба; 5 — гипотетический проран; участки дна I, II, III загрязнены ^{137}Cs 7—10, 1—2, 0,2—0,3 МБк/м² соответственно, ^{90}Sr 1,1—1,6, 0,16—0,32, 0,03—0,05 МБк/м² соответственно

загрязнения дна водоема может быть условно разделено на три зоны, различающиеся плотностью распределения радиоактивного загрязнения [1].

В статье рассматривается сценарий протекания аварии при прорыве ограждающей дамбы водоема и последствия такой аварии. Прорыв ограждающей дамбы является крайне маловероятным событием в силу растянутого поперечного профиля дамбы с пляжевыми откосами. Но тем не менее в мировой практике имели место случаи прорыва земляных подпорных сооружений, приведшие в некоторых случаях к катастрофическим последствиям. Применительно к водоему Чернобыльской АЭС такая гипотетическая авария осложняется специфическим негативным фактором: возможностью дополнительного радиоактивного загрязнения нижележащей акватории.

Наиболее вероятными причинами прорыва дамбы может быть суффозия грунта при фильтрации воды через ее тело или перелив воды через гребень при прохождении смерча. В любом случае формирование прорыва инициируется образованием начальной брешы, которая развивается при изливе воды через нее.

Размеры прорана, от которых зависит расход истечения воды и интенсивность выноса загрязнений, могут быть оценены, в частности, по статистическим данным об их параметрах [2, 3]. Обработка данных свидетельствует о том, что имеется тесная связь между объемом грунта дамбы, вынесенного в процессе излива воды через проран (или шириной прорана $B_{\text{пр}}$), и фактором излива

$$\Psi = W_{\text{изл}} \Delta Z, \quad (1)$$

где $W_{\text{изл}}$ — объем воды, излившейся через проран (в данном случае объем воды в водоеме); ΔZ — максимальный перепад уровней воды на дамбе (в данном случае 7,8 м).

В соответствии с данными [2, 3] математическое ожидание ширины прорана составляет 36 м, верхняя оценка — 200 м. В качестве наиболее опасного с точки зрения радиационных последствий рассматривался прорыв внешней ограждающей дамбы в северной части, где сосредоточено наибольшее количество загрязнений.

Гидравлические условия в пределах водоема в процессе излива воды через проран, взмучивание донных отложений, содержащих радиоактивные материалы, вынос воды с этими материалами за пределы водоема, а также распространение вод прорывного паводка по р. Припяти и Киевскому водохранилищу определены численными методами. В целом гидравлический процесс моделировали с использованием одномерных уравнений Сен-Венана [4]

$$\frac{\partial \omega}{\partial t} + \frac{\partial \omega V}{\partial x} = 0; \quad (2)$$

$$\frac{\partial \omega V}{\partial t} + \frac{\partial \omega V^2}{\partial x} + gS \frac{\partial S}{\partial x} - g \frac{\partial S}{\partial x} \bigg|_{Z_{fs} = \text{const}} + \frac{\lambda}{2} |V| |V| \chi = 0,$$

где ω — площадь поперечного сечения потока; t — время; x — пространственная координата; V — средняя по сечению скорость; S — статический момент живого сечения потока относительно его свободной поверхности; g — ускорение гравитации; Z_{fs} — уровень свободной поверхности воды; λ — коэффициент гидравлического трения; χ — смоченный периметр сечения потока.

Течение схематизировали протяженным водотоком, огибающим струенаправляющую дамбу, с началом на водосбросе в водоем циркуляционной воды АЭС. Характеристики течения наряду с геометрическими параметрами определяли темпом снижения уровня в водоеме при истечении воды через проран и расходом циркуляционной воды. Основным стоком из области является проран в дамбе, течение в котором в расчете получалось критическим, так что расход через проран определялся как расход через водослив с широким порогом.

На ход процесса излива существенно влияют пересекающие поток затопленные дамбы, способствующие увеличению интенсивности опорожнения наиболее загрязненной северной части водоема.

Расчеты взмучивания и переноса радиоактивных отложений выполняли для наиболее загрязненного участка водоема в его северной части. Условия на верхней границе этого участка и в проране задавали в соответствии с результатами расчета по одномерной модели (уравнения (1), (2)). Гидравлическая часть расчетов выполнена с использованием двумерных уравнений Сен-Венана [5]

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial h V_i}{\partial x_i} = 0;$$

$$\frac{\partial h V_k}{\partial t} + \frac{\partial h V_i V_k}{\partial x_i} + \frac{\partial g h^2 / 2}{\partial x_k} + g h \frac{\partial Z_b}{\partial x_k} + \frac{\lambda}{2} V_k |V| = 0,$$

где h — глубина потока; V — средняя по глубине скорость; V_i — ее i -я координата; x_i — i -я пространственная координата ($i = 1, 2$); Z_b — уровень дна; k — номер координатной оси, на которую спроецирован импульс.

В результате расчета по двумерным уравнениям Сен-Венана определяли распределение в плане скоростей течения и выделяли области, где скорость течения превышала неразмывающую для донных отложений. В этих областях возникает взмучивание отложений и их перенос водой.

Концентрацию взмученных илистых отложений, по которой оценивали расход наносов, на каждом шаге расчета определяли по зависимости Партенаидеса [6], имеющей в рассматриваемом случае (для условий плановой задачи) вид

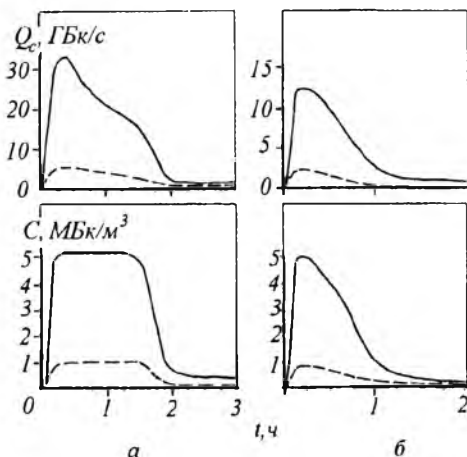
$$\frac{\partial C}{\partial x_k} = \frac{M_1 V_k}{\rho g h V^2} \left[\frac{\tau_b}{\tau_{кр}} - 1 \right], \quad (3)$$

где C — концентрация; M_1 — коэффициент размыва частиц; τ_b — касательное напряжение на дне; $\tau_{кр}$ — критическое касательное напряжение, соответствующее началу размыва; ρ — плотность воды. В расчете принято, что неразмывающая скорость для ила при глубине $h = 1$ м составляет $V_{н1} \sim 0,39$ м/с. [7]. При глубине h неразмывающая скорость $V_{nh} = V_{н1} h^{1/6}$. В зависимости (3)

$$\frac{\tau_b}{\tau_{кр}} = \left(\frac{V_h}{V_{nh}} \right)^2 = \left(\frac{V_h}{V_{н1} h^{1/6}} \right)^2.$$

На рис. 2 показаны найденные в результате численных экспериментов вынос загрязнения Q_c из водоема-охладителя Чернобыльской АЭС и концентрация нуклидов C в истекающей воде для разной ширины прорана.

Оценка переноса загрязнения по р. Припяти и Киевскому водохранилищу выполнена в рамках одномерной схематизации. Выпадение загрязнений прогнозируется на тех участках, где вследствие снижения скорости транспортирующая способность потока уменьшается ниже концентрации наносов. Осаждение илистого материала представляет собой в отличие от песчаного материала неравновесный процесс. Его оценка ба-



Р и с. 2. Зависимость выноса ^{137}Cs (—) и ^{90}Sr (---) и их концентрации в воде от времени для гипотетического прорана шириной 200 м (а) и 36 м (б)

зируется на максимальной концентрации мутьевого потока [8], при превышении которой происходит выпадение взвеси.

По выполненному прогнозу наибольшие загрязнения дна водотока будут за пределами р. Припяти. После выхода из Припяти в Киевское водохранилище прорывной поток разделяется. Одна волна движется против течения Днепра, вода в ней теряет скорость, достигнув створа в 6 км выше устья Припяти. Другая волна, распространяющаяся вниз по течению, теряет скорость в 8 км ниже устья Припяти. На этих участках и происходит максимальное отложение загрязнений. В результате расчетов вследствие неопределенностей удастся выполнить некоторые консервативные оценки дополнительного загрязнения донных отложений, которые представлены в таблице.

Оценка дополнительного загрязнения донных отложений (максимальная), Бк/кг

Радионуклид	Ширина прорана, м	
	200	36
^{137}Cs	$2,9 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^3$
^{90}Sr	$5,9 \cdot 10^2$	$5,3 \cdot 10^2$

Из таблицы следует, что прогнозируемое дополнительное загрязнение донных отложений не зависит от размеров прорана. Это объясняется тем, что при большей ширине прорана увеличивается скорость потока и загрязнение распространяется по большей площади.

В рассматриваемой задаче формирование дозы для населения является нестационарным процессом. Его закономерности недостаточно изучены, несмотря на анализ последствий аварии на Чернобыльской АЭС. В настоящей работе была использована приближенная одноступенчатая камерная модель. По сравнению с многоступенчатыми одноступенчатые модели описывают процесс более грубо, но для построения многоступенчатой модели имеющихся данных недостаточно. В такой ситуации формально более строгая модель может тем не менее дать большую погрешность.

Основной вклад в дозовую нагрузку вносит рыбная пищевая цепочка. Этому пути было уделено основное внимание. Вклад остальных путей в данном случае исчезающе мал. Поскольку в рассматриваемом случае нет равновесного распределения между водой и донными отложениями, формирование загрязнения рыб за счет донного питания и непосредственно за счет воды должно рассматриваться независимо.

Радионуклиды из донных отложений в организм травоядных рыб, донных моллюсков, червей и др. поступают с водорослями, а также за счет потребления самой загрязненной рыбы хищниками. В литературе описаны попытки построить математические модели, учитывающие транспортировку нуклидов по промежуточным путям, но результаты этих построений относятся к локальным условиям. Их не удастся применить для других акваторий.

В настоящей работе использован феноменологический подход. В рамках одноступенчатой камерной модели среднее поступление радионуклидов в организм рыб записывается в виде

$$q_p = (K_d q_d + K_b q_b) \beta,$$

где q_p — количество радионуклидов, поступающих в мясо рыбы в единицу времени; q_d , q_b — удельная активность донных отложений и воды соответственно; K_d , K_b — феноменологические коэффициенты; β — кинетический параметр.

Согласно данным [9] есть два компонента загрязнения мышечной ткани рыб с кинетическими параметрами $0,05 \text{ сут}^{-1}$ и $0,003 \text{ сут}^{-1}$. Коэффициенты K_b и K_d оценивали путем обработки методом наименьших квадратов результатов наблюдения за водоемом до и после аварии [1]. Для ^{137}Cs $K_b = 700 \pm 400 \text{ л/кг}$, $K_d = 0,6 \pm 0,2 \text{ кг/кг}$.

Дополнительная коррекция с учетом результатов контроля в доаварийный период, выполнявшегося В.Л. Коробейниковым, показала, что коэффициент накопления по отношению к воде не превосходит 500 л/кг . Наивероятнейшее значение — 400 л/кг .

Коэффициент накопления для ^{90}Sr определен методом аналогии. Предполагали, что отношение коэффициентов накопления по отношению к воде и донным отложениям для ^{137}Cs и для ^{90}Sr одинаково. Опираясь на известный коэффициент накопления ^{90}Sr по отношению к воде, получили для ^{137}Cs $K_b = 400 \text{ л/кг}$, $K_d = 0,6 \text{ кг/кг}$, для ^{90}Sr 80 л/кг и $0,12 \text{ кг/кг}$ соответственно. Эти значения применимы для приближенного описания процесса накопления радионуклидов в рыбе.

Консервативная оценка суммарной дополнительной дозовой нагрузки на население в случае аварийного разрушения дамбы водоема-охладителя составила бы $2,5 \cdot 10^3 \text{ Зв}$ в первый год после аварии.

Таким образом, радиационные последствия прорыва дамбы для населения незначительны. Переоблучение не прогнозируется. Основными последствиями такой аварии будут разрушения в прибрежной зоне, связанные с прохождением волны прорыва, а также нарушение охлаждения конденсаторов турбин АЭС. Другими словами, разрушение охлаждающей дамбы водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, если оно произойдет, не будет радиационной аварией.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. Под ред. И.И. Крышева. М., Ядерное общество России, 1993.
2. MacDonald T., Langridge-Monopolis J. Breching characteristics of dam failures. — J. Hydr. Div. Proc. of ASCE, 1984, v. 110, № HY5, p. 575—586.
3. Прудовский А.М. Образование прорана при прорыве земляной плотины. Безопасность энергетических сооружений. М., НИИЭС, 1998, вып. 2—3, с. 67—79.
4. Школьников С.Я. К вопросу о конструировании консервативных конечно-разностных схем для дифференциальных уравнений неустановившегося течения в непрямоугольном русле. — Гидротехн. стр-во, 1998, № 5, с. 3—9.
5. Милитеев А.Н., Школьников С.Я. Численные методы исследования планов течения в руслах со сложным рельефом дна. — Водные ресурсы, 1981, № 3, с. 126—134.
6. Parthenaides E. Erosion and deposition of cohesive soils. — J. Hydr. Div., Proc. of ASCE, 1965, v. 91, № 3, p. 755—771.
7. Гидравлические расчеты водосбросных гидротехнических сооружений. Справ. пос. М.: Энергоатомиздат, 1988.
8. HEC-6. US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center (HEC), Scour and Deposition Rivers and Reservoirs, User's Manual, 1993.
9. Шеханова И.А. Радиоэкология рыб. М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1983.