

ности радионуклидами, но и увеличить объем услуг по облучению кремния и других материалов и обеспечить при этом гибкость технологического процесса.

При использовании в реакторе 30 кобальтовых облучательных устройств с полной загрузкой суммарная скорость накопления активности на всех энергоблоках Ленинградской АЭС составит 13 МКи/год при средней удельной активности ^{60}Co 60 Ки/г. Использование такого же количества облучательных устройств, но с разрежением кобальта по высоте позволит накапливать 9,6 МКи/год при средней удельной активности ^{60}Co 86 Ки/г, в большинстве мишеней — до 100 Ки/г.

Расширение производства ^{60}Co может быть достигнуто путем подключения к таким работам Курской и Смоленской АЭС, т.е. всех 11 энергоблоков с РБМК. В этом случае суммарная скорость накопления активности может превысить 26 МКи/год при средней удельной активности 86 Ки/г. Установка во все РБМК по 30 облучательных устройств барабанного типа с загрузкой 6,6 кг кобальта в каждое позволит набирать 37,5 МКи/год с той же средней удельной активностью ^{60}Co . При загрузке в облучательное устройство 2,46 кг кобальта на всех РБМК ежегодно может набираться более 21 МКи со средней удельной активностью ^{60}Co 100 Ки/г.

Вывод. Опыт наработки радиоизотопных материалов на Ленинградской АЭС подтвердил, что в РБМК можно успешно производить важные для народного хозяйства радионуклиды без каких-либо ограничений эксплуатации энергоблока как источника энергии. Анализ производства радиоизотопов доказал его ядерную и радиационную безопасность. Проводятся работы по усовершенствованию облучательных устройств для улучшения качества производимой радиоизотопной продукции. В целях увеличения объемов наработки ^{60}Co и других социально значимых радионуклидов для медицинской диагностики, а также услуг по облучению кремния целесообразно подключение Курской и Смоленской АЭС к работам по производству радиоизотопной продукции, что позволит АЭС с РБМК в кооперации с другими предприятиями в значительной степени, а по некоторым видам полностью удовлетворить мировые потребности в этой продукции.

Поступила в Редакцию 5.09.03

УДК 621. 039. 763

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ И АНАЛИЗ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ КРАСНОЯРСКИЙ ГОРНО-ХИМИЧЕСКИЙ КОМБИНАТ—ЕНИСЕЙ—КАРСКОЕ МОРЕ

Платовских Ю.А., Сергеев И.В. (ФГУП ЦНИИ им. А.Н. Крылова),

Кузнецов Ю.В., *Легин В.К. (НПО Радиевый институт им. В.Г. Хлопина),*

Шишлов А.Е. (Горно-химический комбинат)

Для оценки радиационного воздействия эксплуатации красноярского Горно-химического комбината на население и окружающую среду необходимо иметь данные о загрязнении участков бассейна Енисея дозообразующими радионуклидами. Поэтому нужна математическая модель переноса радионуклидов, которая позволит определить состояние системы в прошлом до останова проточных реакторов в 1992 г. и в будущем (в процессе самоочищения загрязненных территорий),

оценить вынос радионуклидов в Карское море и объяснить особенности их распределения между компонентами системы — водой, донными отложениями и пойменными отложениями.

К настоящему времени наиболее полная математическая модель переноса в бассейне реки была разработана для зоны аварии на Чернобыльской АЭС [1, 2]. Другие методики расчета изложены в работах [3—5]. Однако в этих методиках не был достаточно проработан вопрос о переносе радионуклидов в донных отложениях и выходе обменных форм из них и не было исследовано состояние системы в прошлом. Не рассматривалась задача о нахождении коэффициентов уравнений из данных измерений. В настоящей работе развиты новые методические подходы, касающиеся как формулировки уравнений, так и анализа данных измерений. Количественные оценки основаны на данных измерений [6—9].

Основные уравнения. Математической основой являются уравнения баланса концентрации радионуклидов в двухфазных системах: вода—взвесь и поровая вода—частицы донных отложений. При рассмотрении переноса в речной воде учитываются следующие процессы: перенос течением и турбулентная диффузия, сорбция радионуклидов взвесью с последующим ее осаждением, как правило, локальным, поступление радионуклидов в реку со сбросом и в результате смыва с поверхности бассейна, увеличение расхода по длине реки за счет притоков (разбавление). Если C — концентрация радионуклида (средняя по фазам взвесь—вода), то уравнение переноса в воде запишется так:

$$S \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} CG = Q - \lambda SC - jB + S \frac{\partial}{\partial y} K_y \frac{\partial C}{\partial y}, \quad (1)$$

где S — поперечное сечение реки; t — время, x, y — координаты вдоль и поперек реки соответственно; G — расход воды; $G = US$; U — средняя скорость течения; Q — источник сброса с комбината и смыва с площади бассейна; λ — константа распада; j — ток в дно (или из толщи дна) за счет осадконакопления и диффузии; B — ширина реки; K_y — поперечный коэффициент турбулентной диффузии. Перенос в донных отложениях включает осадконакопление, диффузию растворимых форм, биодиффузию (биотурбацию), радиоактивный распад, сорбцию и десорбцию частицами донных отложений, эрозию дна. Для концентрации C_1 (средней по фазам частицы донных отложений—поровая вода) должно выполняться следующее уравнение баланса, учитывающее эти процессы:

$$\frac{\partial C_1}{\partial t} + \lambda C_1 + v \frac{\partial C_1}{\partial z} = D \frac{\partial^2 C_1}{\partial z^2}, \quad (2)$$

где v — скорость осадконакопления; D — полный коэффициент диффузии в донных осадках, учитывающий диффузию растворимых форм и биодиффузию. Ток j на границе дно—вода ($z = 0$) определяется так:

$$j = vC_1 - D \frac{\partial C_1}{\partial z}. \quad (3)$$

В последнем выражении при осаждении взвеси $v > 0$, при эрозии дна $v < 0$. В приведенных уравнениях средняя по фазам концентрация в воде C и донных от-

ложениях C_1 определяется через концентрацию в воде $\mathcal{Q}$, поровой воде $\mathcal{Q}_1$ и коэффициенты распределения [1] $C = \mathcal{Q}(1 + aK_d)$, $C_1 = \mathcal{Q}_1[\varphi + (1 - \varphi)\rho K_{d1}]$, где a — концентрация взвеси; K_d — коэффициент распределения в системе вода—взвесь; φ — пористость донных отложений; ρ — плотность частиц донных отложений; K_{d1} — коэффициент распределения в системе поровая вода—частицы донных отложений. Обычно концентрация в воде измеряется в Бк/л, концентрация в частицах донных отложений в Бк/кг, так что оба коэффициента распределения имеют размерность л/кг.

Оба уравнения (1), (2) должны решаться совместно с учетом связывающего их выражения для тока (3). Уравнение баланса для воды стационарно при времени, большем времени переноса по длине реки (20—30 сут), уравнение переноса в донных отложениях нестационарно всегда, так как характерное время осадконакопления и диффузии велико — годы и десятки лет. Этим предлагаемая математическая модель отличается от предложенной в работе [5] стационарной модели.

Ниже приводятся результаты определения коэффициентов уравнений и источников на основе данных измерений.

Характеристики начального участка вблизи комбината. В расчетах предполагалось, что концентрация радионуклидов равномерно распределена по сечению реки. Это верно для всего течения реки, исключая начальный участок ~100 км от комбината, где еще не происходит полного перемешивания поперек реки.

На начальном участке, где главным фактором, изменяющим концентрацию, является расширение струи примеси за счет турбулентной диффузии, распределение концентрации в воде как функции продольной и поперечной координат можно приближенно представить в форме гауссиана — типичного распределения в задачах турбулентной диффузии [10]:

$$C = C(x, y) = \frac{Q_1}{UH\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma^2}\right),$$

где Q_1 — сброс, Бк/с; $\sigma^2 = \sigma^2(x/U)$ — среднеквадратичная ширина струи примеси, определяемая интенсивностью турбулентности и расстоянием от источника. Если коэффициент поперечной турбулентной диффузии K_y считать постоянным, то $\sigma^2 = 2K_y x/U$ [10]. Анализ данных работы [6] показывает, что распределение концентрации на начальном участке на оси струи $C(x, 0)$ изменяется с расстоянием следующим образом: $C(x, 0) = A_1 x^{-\alpha}$, где A_1 — постоянная, $\alpha = 0,6—0,74$. Показатель α больше значения, соответствующего постоянному коэффициенту турбулентной диффузии ($\alpha = 0,5$), что не противоречит теории, которая допускает его рост с расстоянием [10]. Из тех же данных была найдена зависимость σ^2 от расстояния, по этой зависимости определен коэффициент турбулентной диффузии $K_y = 0,45—2 \text{ м}^2/\text{с}$ со средним значением $1,1 \text{ м}^2/\text{с}$.

Коэффициенты распределения. В системе вода—взвесь они рассчитаны с использованием измеренной доли радионуклида во взвеси A и концентрации взвеси в воде a : $K_d = A/a(1 - A)$. Для определения коэффициентов распределения в системе

вода—донные отложения использовано соотношение $K_{d1} = (C_1/C)(1 + aK_d)$, которое является следствием баланса массы взвеси и активности радионуклида на границе раздела вода—дно (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Коэффициенты распределения для систем взвесь—вода и донные осадки—вода, л/кг

Коэффициент распределения	Расстояние от комбината, км			
	Выше по реке	Ниже по реке, км		
		16	250	800—1000
^{137}Cs :				
K_d		$8 \cdot 10^4$	$(6,7—20)10^4$	$(5—10)10^4$
K_{d1}	$(1,1—3,6)10^3$	$(1,7—2,8)10^4$	$(4,7—9,4)10^4$	$(1—4)10^4$
$^{60}\text{Co}, K_{d1}$	—	$(3,2—4,8)10^4$	$(2,8—11)10^4$	—
$^{239,240}\text{Pu}, K_{d1}$	—	10^6	$2,5 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^6$

Коэффициенты распределения K_d (система взвесь—вода) больше K_{d1} (система донные отложения—вода). Это естественно, так как размеры частиц взвеси меньше размеров частиц донных отложений, более мелкие частицы имеют большую концентрацию радионуклида и больший коэффициент распределения [11].

Скорость осадконакопления и осаждения взвеси и коэффициент диффузии в пойменных отложениях. Для оценки скорости накопления осадков в пойменных отложениях v_1 были использованы данные, полученные на островах Мамонов, Черемухов, Искупский, косе Казачьей, в пойме реки Сым. Для анализа были выбраны участки вертикальных профилей ^{60}Co , ^{152}Eu , ^{154}Eu , на которых концентрация ^{137}Cs примерно постоянна, что могло рассматриваться как свидетельство постоянного во времени поступления данного радионуклида в отложения. Оценка v_1 была основана на идеях радиохронологии [12]. Предполагалось, что на указанных участках профилей радионуклидов распределение радионуклидов определяется осадконакоплением и радиоактивным распадом. Поэтому можно было считать, что на этих участках концентрация пропорциональна $\exp(-z\lambda/v_1)$. На этой основе была оценена скорость накопления осадков в пойме на удалении 176—1025 км от комбината 0,4—1,2 см/год (среднее значение 0,9 см/год), что примерно соответствует данным [13], полученным с помощью датировки по изотопам европия (0,8 и 2,1 см/год).

Дно реки от комбината до Игарки галечное, скорость течения велика — до 1—2 м/с, поэтому взвесь осаждается только в местах с пониженной скоростью течения (протоки, острова, заводи). Средняя по площади скорость осаждения взвеси на дно w была определена из распределения концентрации ^{137}Cs и ^{239}Pu во взвеси по длине реки. Эта скорость оказалась равной $(1,7—2,6)10^{-3}$ см/с, что соответствует средней по площади дна скорости осадконакопления $v = (1,3—2)10^{-3}$ см/год. С учетом оцененной в работе [13] локальной скорости осадконакопления около 0,5 см/год можно утверждать, что доля площади дна, на которой происходит осадконакопление, равна отношению средней скорости осадконакопления к локальной, т.е. 0,3—0,5%.

По уширению пика в вертикальном профиле ^{137}Cs в пойменных отложениях, обусловленного глобальными радиоактивными выпадениями (остров Кувашинский, расположенный выше по течению Енисея), была получена верхняя оценка коэффициента диффузии — $D = 3 \cdot 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с} \cong 1 \text{ см}^2/\text{год}$, что примерно в 10 раз меньше типичных значений для верхних слоев почвы и соответствует вкладу диффузии в вертикальный перенос ^{137}Cs в пойменных отложениях, по крайней мере, в 5 раз меньшему, чем вклад осадконакопления.

Источники. Для решения уравнений должны быть заданы источники поступления радионуклидов в реку за счет сброса комбината за все время и смыва радионуклидов, связанных с глобальными выпадениями, с площади бассейна. Для оценки сброса комбината ранее использовали оценки скорости осадконакопления в пойме, по которым датировали распределение радионуклидов по глубине пойменных отложений. На их основе были оценены сбросы $Q_i(t)$ в 1961—1991 гг. (табл. 2). По оценкам за 1966—1991 гг. было сброшено 38,6 ТБк ^{60}Co , за 1961—1991 гг. 30,6 ТБк ^{137}Cs , что примерно соответствует данным комбината о фактическом сбросе за указанный период. Оцененный сброс $^{239,240}\text{Pu}$ за все время составляет 0,02—0,05 ТБк.

Т а б л и ц а 2. Сбросы комбината в 1961—1991 гг., ТБк/год

Год	^{137}Cs	^{60}Co
1991	0,4	1
1983	0,9	0,8
1971	0,7	1,3
1966	1,4	0,7
1961	1,6	—

Из данных измерений следует, что концентрация ^{137}Cs , ^{90}Sr и расход растут по длине реки в 2—4 раза. Этот рост наблюдался как до 1992 г., так и в последующие годы и связан с поступлением указанных радионуклидов глобальных выпадений в результате смыва с площади бассейна. По данным о концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr в воде, расходе, концентрации ^{137}Cs глобального происхождения в почве и зависимости площади бассейна от длины вниз по реке рассчитана верхняя граница постоянной времени смыва ^{137}Cs для участков реки до 1350 км от источника, которая оказалась равной 0,01—0,03%/год.

Расчет содержания радионуклидов в воде и донных отложениях. Концентрация в воде с учетом сброса комбината и смыва с площади бассейна была рассчитана на основе решения уравнений переноса и приведенных коэффициентов (табл. 3). Значительное превышение измеренной концентрации ^{60}Co на большом расстоянии может быть связано с тем, что в расчетах использовали средний расход воды, а при измерениях в летний период расход мог быть в несколько раз меньше, что привело к повышению концентрации. Указанное различие может быть вызвано и вариациями сброса. Концентрация радионуклидов в верхнем слое донных осадков и активность на единицу поверхности рассчитаны по концентрации в воде и найденным ранее коэффициентам математической модели (табл. 4, 5).

Т а б л и ц а 3. Расчетная и измеренная концентрация ⁶⁰Со и ¹³⁷Cs в воде, Бк/м³

Расстояние от комбината, км	Расчет	Измерение
	⁶⁰ Со, 1992 г.	
104	9,8	12,6
250	6,2	5,2
300	2,8	6,7
803	1	2,6
1363	0,5	4,1
	¹³⁷ Cs, 1962 г.	Доля сброса в концентрации
250	27,3	0,99
850	8,2	0,66
1363	5,4	0,4
	1992 г.	
250	3,3/3,1*	0,5
850	3,4/2,1*	0,12
1363	3,2/2,6*	0,06

*Измеренная концентрация.

Т а б л и ц а 4. Расчетная и измеренная концентрация ⁶⁰Со и ¹³⁷Cs в поверхностном слое донных осадков в 1992—1993 гг., Бк/кг

Расстояние от комбината	Расчет	Измерение
	⁶⁰ Со	
104	320	180
250	240	300
850	110	50
1363	20	—
	¹³⁷ Cs	
104	320	100
250	240	150
850	109	40
1363	20	10

Т а б л и ц а 5. Расчетная и измеренная активность донных отложений на единицу поверхности в 1973 г., кБк/м²

Расстояние от комбината, км	Расчет	Измерение
	⁶⁰ Со	
104	12	—
250	5,4	65
850	1	4,8
	¹³⁷ Cs	
104	116	—
250	85	90
850	4,8	18

Превышение измеренных значений может быть связано с тем, что в период 1961—1967 гг. до пуска Красноярского водохранилища уровень содержания взвеси и соответственно уровень интенсивности осадконакопления были во много раз больше.

Выход обменных форм радионуклидов. После останова прямоточных реакторов в 1992 г. и значительного снижения концентрации радионуклидов в воде появилась возможность выхода обменных форм радионуклидов из донных отложений в воду. Анализ этого эффекта проводился на основе уравнений переноса радионуклидов в воде и донных отложениях (1)—(3). Из совместного решения уравнений найдена добавка ΔC к концентрации радионуклида в воде, обусловленная выходом его обменной формы. Эта добавка является функцией времени и расстояния от источника и определяется распределением концентрации радионуклида по глубине донных осадков и всеми параметрами переноса. При времени, большем нескольких месяцев со дня останова реакторов и резкого снижения концентрации в воде, добавка к концентрации в воде

$$\Delta C = \frac{\bar{C}_{10} \rho \sqrt{D} (1 - \exp(-y_0^2)) x \exp(-\lambda t)}{U H \sqrt{\pi t}}, \quad y_0 = \frac{Z_0}{2\sqrt{Dt}},$$

где $\bar{C}_{10}$ — средняя по длине x начальная концентрация обменной формы радионуклида в донных отложениях при средней глубине слоя радионуклида Z_0 ; t — время после останова прямоточных реакторов. Верхние оценки добавки к концентрации радионуклидов за счет указанного эффекта приведены в табл. 6 для 1994 г. и расстояния от источника 500 км. Из приведенных оценок видно, что выход обменных форм радионуклидов, рассчитанный здесь для 1994 г. (2 года после останова реакторов), существенно не увеличивает концентрацию радионуклидов в воде. С течением времени выход будет убывать. После останова реакторов из донных отложений выйдет $\sim 0,2$ ТБк ^{137}Cs и $\sim 0,1$ ТБк ^{60}Co .

Т а б л и ц а 6. Добавка к концентрации в воде за счет выхода обменных форм радионуклидов

Радионуклид	ΔC , Бк/м ³	Доля обменной формы	Концентрация в воде в 1994 г., Бк/м ³
^{137}Cs	0,7	0,2	2,5
^{60}Co	0,8	0,2	1
^{152}Eu	0,1	0,05	—
$^{239,240}\text{Pu}$	0,0003	0,01	0,001

Вынос радионуклидов в Карское море и баланс их активности. Основой для расчета выхода ^{137}Cs , ^{60}Co , $^{239,240}\text{Pu}$ в Карское море были сбросы комбината в 1961—1992 гг. (см. табл. 2) и гидрологические данные. Считалось, что в Карское море поступает столько радионуклидов, сколько их проходит через створ около Дудинки (1920 км от комбината). При определении поступления в донные и пойменные отложения за 31 год учитывался распад радионуклидов за это время. Сброс комбината составляет малую долю общего поступления в Карское море — 4,5% для ^{137}Cs и 12% для ^{90}Sr . Концентрация ^{137}Cs , с которой он поступает в Карское мо-

ре, не более 3,4—5,4 Бк/м³, для ⁹⁰Sr — не более 4—6 Бк/м³. В Карском море средняя за 1961—1990 гг. концентрация этих радионуклидов выше: ¹³⁷Cs — 27 Бк/м³, ⁹⁰Sr — 20 Бк/м³ [14] (табл. 7).

Т а б л и ц а 7. Вынос радионуклидов в Карское море и баланс их содержания в элементах системы

Радио- нуклид	Сброс комбината, ТБк	Вынос в Карское море от комбината, ТБк	Вынос в Карское море от фона, ТБк	Поступление, ТБк	
				в пойму	в донные осадки
¹³⁷ Cs	30,6	4,4	93	20,9	5,3
⁶⁰ Co	37,6	12,2	—	12,8	12,3
⁹⁰ Sr	17,2	17,2	126	—	—
^{239,240} Pu	0,02—0,05	4·10 ⁻³ —10 ⁻²	—	—	—

Расчетная оценка самоочищения бассейна Енисея. После останова прямоточных реакторов и резкого снижения сброса радионуклидов самоочищение элементов водной системы Енисея определяется радиоактивным распадом, выходом подвижных форм радионуклидов из донных отложений, их размывом в период половодья и поступлением радионуклидов из размывых донных отложений в пойменные отложения и Карское море. При увеличении скорости течения и размыве донных отложений в период половодья на большие расстояния переносятся прежде всего тонкие фракции, имеющие более высокую концентрацию радионуклидов. Эти тонкие фракции и оседают в пойме, обуславливая в ней более высокую концентрацию, чем в донных отложениях. По концентрации ¹³⁷Cs в почве поймы, данным о средних коэффициентах распределения ¹³⁷Cs, полученным ранее, увеличении коэффициентов распределения для тонких фракций [11] была рассчитана концентрация в речной воде во время половодья, связанная с размывом донных отложений. Это дало возможность установить, что в 1992 г. скорость размыва донных отложений составляла 0,4 ТБк/год ¹³⁷Cs, из них 0,35 ТБк/год поступало в пойму, 0,05 ТБк/год — в Карское море. Выход из донных отложений обменной формы ¹³⁷Cs за 30 лет в среднем составит 0,01 ТБк/год. Поступление ¹³⁷Cs со сбросами комбината в 1993 г. составило 0,03 ТБк/год. Для сравнения заметим, что поступление ¹³⁷Cs в реку за счет смыва с площади бассейна около 3 ТБк/год. Для ⁶⁰Co скорость размыва донных отложений в 1992 г. была также около 0,4 ТБк/год, выход обменной формы 0,02 ТБк/год, поступление со сбросами комбината в 1993 г. было равно 0,13 ТБк/год. На основе этих исходных данных и данных о концентрации с помощью разработанной математической модели было оценено содержание радионуклидов в донных и пойменных отложениях в 1992—3000 гг. (табл. 8).

В период 1992—2000 гг. изменение содержания радионуклидов в донных и пойменных отложениях связано с распадом и размывом донных отложений. В период 2000—3000 гг. в уменьшение концентрации основной вклад вносит распад (70—95% полного изменения концентрации). Как следует из расчетов, в 3000 г. содержание ¹³⁷Cs в пойменных отложениях будет еще значимым по сравнению с глобальным фоном, который составляет 0,1—0,3 ТБк. Пользуясь оценками скорости смыва ¹³⁷Cs с площади бассейна, полученными ранее, можно утверждать, что содержание ¹³⁷Cs в бассейне реки, определяемое глобальным фоном, в течение рассматриваемого срока изменится незначительно — на 1,3—2,6%.

Таблица 8. Зависимость содержания радионуклидов от времени
в донных отложениях и пойме, ТБк

Год	Донные отложения	Пойменные отложения
^{137}Cs		
1992	4,1	16,1
2000	1,5	15,2
2022	0,1	9,7
3000	0	1,6
^{60}Co		
1992	3,7	3,9
2000	0,9	2,1
2022	0,004	0,2
3000	0	0

Таким образом, представленная математическая модель в сочетании с анализом данных измерений для нахождения коэффициентов уравнений позволила определить сбросы комбината с начала работы, найти содержание радионуклидов в компонентах водной системы Енисея в прошлом и дать прогноз для самоочищения в будущем. В балансе радионуклидов накопление в пойменных отложениях и размыв донных и пойменных отложений играют значительную роль. Поступление ^{137}Cs и ^{90}Sr в Карское море определялось, главным образом, их смывом с площади бассейна, а не работой комбината.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Борзилов В.А., Седунов Ю.С., Новицкий М.А. и др. Физико-математическое моделирование процессов, определяющих смыв долгоживущих радионуклидов с водосборов тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС. — Метеорология и гидрология, 1989, № 1, с. 5—13.
2. Борзилов В.А., Седунов Ю.С., Новицкий М.А. и др. Прогнозирование вторичного радиоактивного загрязнения рек тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС. — Там же, 1989, № 2, с. 5—12.
3. Monte L., Baldini E., Batella C. Modelling of the radionuclide balance in some water bodies in Central Italy. — J. Environmental Radioactivity, 1997, v. 37, № 3, p. 269—285.
4. Кононович А.Л., Носов А.В. Продольный перенос примесей речным потоком. — Атомная энергия, 2001, т. 90, вып. 1, с. 35—38.
5. Носов А.В. Использование двумерной стационарной модели миграции радионуклидов для прогноза содержания ^{137}Cs в речной системе Енисея. — Там же, 2002, т. 93, вып. 2, с. 137—143.
6. Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М. Радиоактивное загрязнение реки Енисей, обусловленное сбросами красноярского ГХК. — Там же, 1993, т. 74, вып. 2, с. 144—150.
7. Носов А.В., Мартынова А.М. Анализ радиационной обстановки на реке Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов красноярского ГХК. — Там же, 1996, т. 81, вып. 3, с. 227—232.
8. Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А., Легин В.К. и др. К оценке вклада реки Енисей в общую радиоактивную загрязненность Карского моря. — Радиохимия, 1994, т. 36, вып. 6, с. 546—558.
9. Кузнецов Ю.В., Легин В.К., Шишлов А.Е. и др. Изучение поведения $^{239, 240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs в системе река Енисей—Карское море. — Там же, 1999, т. 41, № 2, с. 181—186.
10. Монин А.С., Яглом А.М. Статистическая гидромеханика. Л.: Гидрометеиздат, 1992.
11. Abril J., Fraga E. Some physical and chemical features of the variability of distribution coefficients for radionuclides. — J. Environmental Radioactivity, 1996, v. 30, № 3, p. 253—270.

12. Кузнецов Ю.В. Радиохронология океана. М.: Атомиздат, 1976.
13. Гритченко З.В., Кузнецов Ю.В., Легин В.К. и др. Хронология формирования радиоактивно загрязненных пойменных и донных отложений реки Енисей с помощью радиоактивных изотопов европия. — Радиохимия, 2002, т. 44, № 2, с. 185—190.
14. Kryshev I.I., Sazykina T.G. Radiological consequences of radioactive contamination of the Kara and Barentz Seas. — J. Environmental Radioactivity, 1995, v. 29, № 3, p. 213—223.

Поступила в Редакцию 9.04.03

Р е ф е р а т ы с т а т е й

УДК 539.123

Русов В.Д., Тарасов В.А., Литвинов Д.А., Шаабан И.Ю. Обратная задача нейтринной диагностики внутриреакторных процессов. — Атомная энергия, 2003, т. 95, вып. 6, с. 403—413.

На примере известных экспериментальных данных рассматривается обратная задача нейтринной диагностики активной зоны реактора, решение которой, с одной стороны, позволяет дистанционно восстанавливать с высокой точностью текущую ядерную плотность каждого компонента состава ядерного топлива, с другой, открывает реальную возможность создания нейтринной технологии диагностики временной эволюции изотопного состава ядерного топлива и мощности реактора в режиме on-line. Рис. 3, табл. 4, список лит. 34 назв.

УДК 621.039.512

Завьялов Н.В., Колесов В.Ф., Кувшинов М.И., Фомушкин Э.Ф., Хоружий В.Х., Житник А.К., Ильякаев Р.И., Пунин В.Т., Иванов И.А., Нефедов Ю.Я., Гаврилов В.В., Егоров В.П., Новоселов Г.Ф., Панин А.В., Пешехонов Д.П., Тельнов А.В., Хохлов Ю.А., Ребю П. Экспериментальное подтверждение концепции двухсекционных бланкетов каскадного типа. — Атомная энергия, 2003, т. 95, вып. 6, с. 414—422.

В последнее десятилетие в России и за рубежом проявляется значительный интерес к двухсекционным реакторам-бланкетам с односторонней нейтронной связью секций (бланкетам каскадного типа). Эти устройства предназначаются для работы в энергетических и трансмутационных электроядерных установках, применительно к которым они позволяют существенно снизить требуемую мощность ускорителя протонов. По бланкетам каскадного типа имеются теоретические и проектные работы, но какие-

либо экспериментальные работы до последнего времени отсутствовали.

В статье приведены результаты первого эксперимента этого рода, выполненного во ВНИИЭФ на компактных глубокоподкритических уран-нептуниевых сборках. Эксперимент подтвердил теоретические заключения о положительных свойствах каскадных бланкетов и эффективности ^{237}Np в качестве средства достижения односторонней связи секций. Рис. 7, табл. 2, список лит. 21 назв.

УДК 621.039.516.4

Проселков В.Н., Алешин С.С., Попов С.Г., Сидоренко В.Д., Славягин П.Д., Татауров А.Л., Милованов О.В., Михеев Е.Н., Ананьев Ю.А., Пыткин Ю.Н., Пименов Ю.В. Анализ возможности использования топлива на основе регенерата урана в ВВЭР. — Атомная энергия, 2003, т. 95, вып. 6, с. 422—428.

В настоящее время поставлена задача, показать принципиальную возможность вовлечения регенерата урана в топливный цикл ВВЭР. Выполнен анализ возможности использования топлива на основе регенерата урана в ВВЭР. Разработаны требования к начальному изотопному составу опытных партий топливных таблеток эффективным обогащением 4%, рассчитан коэффициент компенсации, разработаны требования к контролю изотопного состава, определена технология изготовления топливных таблеток из регенерированного топлива. Показано, что основные нейтронно-физические характеристики удовлетворяют ограничениям, принятым в проектах ВВЭР-440, -1000. Радиационное воздействие на население и окружающую среду при переходе на топливо из регенерата урана такое же, как и при использовании штатного оксидного топлива. Табл. 2.

Продолжение см. на с. 472