

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Красильников А.Я. Герметичное оборудование. Особенности использования магнитной муфты в конструкциях герметичных машин. Монография. Германия: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2012. 300 с.
2. Красильников А.Я., Красильников А.А. Расчет потерь в токопроводящем экране в герметичных машинах и аппаратах при неплотной укладке магнитов в полумуфтах магнитной муфты. — Хим. и нефтегазовое машиностроение, 2011, № 6, с. 17—20.
3. Красильников А.Я., Политов А.Ю. Центробежный экстрактор с магнитной муфтой для химических производств. — Там же, 2013, № 8, с. 9—11.
4. Николаев Е.А., Сухоросов Л.Н., Красильников А.Я. Магнитные муфты для герметичных приводов. Методика расчета. Свердловск, Свердловский химмаш, 1987. 12 с.

Поступила в Редакцию 25.01.14

УДК 621.039.58:556.535.4

ПРОГНОЗ САМООЧИЩЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕННОЙ В РАЙОНЕ АЭС «ФУКУСИМА-1» (ЯПОНИЯ) ТЕРРИТОРИИ

Кучин Н.Л., Лайкин А.И., Платовских Ю.А. (Крыловский гос. научный центр, г. Санкт-Петербург)

Аварии на объектах использования атомной энергии, сопровождающиеся выходом радиоактивных веществ, как правило, приводят к длительному загрязнению внешней среды, которое в дальнейшем определяет радиоактивное воздействие на человека. В связи с этим важен обоснованный количественный прогноз перераспределения радионуклидов между различными природными объектами и связанные с ним изменения в уровне воздействия. В настоящей статье приведены результаты такого прогноза для района радиоактивного загрязнения возле АЭС «Фукусима-1». В прогнозе учтены специфические особенности, главным из которых является интенсивный смыв радионуклидов поверхностным стоком с площади бассейна реки в море.

Наиболее полные данные о радиоактивном загрязнении района АЭС «Фукусима-1» приведены в работе [1], где указаны выброс в атмосферу, осаждение на почву, плотность загрязнения почвы $^{137,134}\text{Cs}$, ^{131}I , $^{129\text{m}}\text{Te}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{90}Sr , $^{238-240}\text{Pu}$. Для некоторых из этих изотопов приведены распределение по глубине почвы, концентрация в воде прибрежной зоны моря и реки Абукума, протекающей по загрязненной территории в районе АЭС, а также донных осадках моря и реки. По сравнению с аварией на Чернобыльской АЭС выброс и максимальная плот-

ность загрязнения ^{137}Cs были почти в 10 раз меньше, 22% выброшенного ^{137}Cs оказалось на суше, остальное унесено в океан [1]. Высокий уровень радиоактивного загрязнения ставит вопрос о необходимости прогноза снижения плотности радиоактивного загрязнения и суммарного содержания радиоактивных элементов на этой территории. Снижение со временем радиоактивного загрязнения территории обусловлено распадом и смывом радионуклидов поверхностным стоком в реку и далее в море. В работах [1, 2] вопрос о необходимости решения подобных задач ставится, однако шаги по их решению не намечены.

Методическая основа прогноза. Прогноз загрязнения может быть основан на модели переноса радионуклидов в системе река—бассейн реки, описанной в работе [3] уравнением для плотности радиоактивного загрязнения бассейна $\sigma = \sigma(y, t)$, которая является функцией времени t и координаты y , отсчитываемой от внешней границы бассейна или его участка:

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} + (\lambda + \xi)\sigma + \frac{\partial y \Delta \sigma}{\partial y} = q, \quad (1)$$

где λ — постоянная распада радионуклида; $\xi = \xi(t)$ — постоянная времени других возможных процессов (ветровой унос, поступление в

грунтовые воды); Λ — постоянная времени смыва; $q = q(y, t)$ — источник загрязнения, обусловленный выпадением радионуклидов на почву из атмосферы, Бк/(м²·с).

Постоянная времени смыва Λ определяется как доля радионуклида, смываемого в единицу времени в данной точке бассейна. В этом случае перенос радионуклида поперек бассейна реки характеризуется скоростью $v = \Lambda y$. Максимальная скорость достигается на берегу реки $v_{\max} = \Lambda L$, где $L = L(l)$ — ширина бассейна в данном створе, соответствующем длине реки l . В общем случае плотность загрязнения σ и источник q зависят от расстояния по реке l .

Для решения уравнения (1) необходимо найти зависимость $\Lambda = \Lambda(t)$, соответствующую результатам измерений. Достоверная оценка этой величины важна для прогноза самоочищения загрязненной территории.

Определение постоянной времени смыва

Λ . Диффузия и инфильтрация радионуклида в глубь почвы приводят к уменьшению его содержания в поверхностном слое, в котором происходит перенос. Вследствие этого уменьшается со временем постоянная времени смыва, что подтверждено экспериментальными данными [3]. Величина Λ зависит от множества параметров — модулей стока осадков и наносов, доли обменной формы радиоактивных изотопов, коэффициента распределения радионуклида в системе почва—вода, длины, характеризующей диффузию и инфильтрацию обменной и необменной форм радионуклида в глубь почвы. Для ^{137}Cs по данным [3] временная зависимость постоянной времени смыва имеет вид $\Lambda = \Lambda_0(1 + at)^{-1}$, где Λ_0 — значение Λ в начальный момент времени; a — постоянная величина, год⁻¹.

Значения постоянных Λ_0 и a определяли по экспериментальным данным в 24 бассейнах рек Европы и Азии, испытавших радиоактивное загрязнение. Для ^{137}Cs найденные значения изменяются в широких пределах: $\Lambda_0 = (2—9)10^{-3}$ год⁻¹, $a = 0,5—3,2$ год⁻¹. Во всех обследованных ранее реках осаждение взвеси не играло

решающей роли по сравнению с другими процессами. Однако по данным [4] в реках Японии содержание взвеси велико и достигает 1,9 г/л в реке Абукума. Вследствие этого осаждение взвеси нужно учитывать при составлении соотношения баланса, используемого для определения Λ на основе объемной активности радионуклида в устье реки $c(l)$ и плотности загрязнения бассейна σ_k .

Физический смысл соотношения баланса состоит в том, что активность смытого радионуклида идет на увеличение его объемной активности в воде реки и поступление в донные осадки. Уравнение баланса имеет вид

$$M = P + Z,$$

где M — смыв радионуклида с площади бассейна в единицу времени; P , Z — поток радионуклида в данном створе реки и в дно реки за счет осаждения взвеси, Бк/с.

В свою очередь, $M = \Lambda N$, поэтому

$$\Lambda = (P + Z)/N, \quad (2)$$

где N — суммарная активность в бассейне реки,

определяемая как $N(t) = \int_0^l \int_0^{L(l)} \sigma(l, y, t) dl dy$. Здесь

$\sigma = \sigma(l, y, t)$ — плотность загрязнения в бассейне реки.

Поток радионуклида в данном створе реки на длине l и поток радионуклида в дно реки за счет осаждения взвеси определяются соотношениями

$$P = c(l)G(l),$$

где c — объемная активность радионуклида в воде реки; G — расход воды в реке;

$$Z = w \int_0^l S c H^{-1} dl,$$

где S — площадь сечения реки в данном створе; H — глубина реки, м; $w = w_0 b K_d / (1 + b K_d)$ — эффективная скорость осаждения взвеси с учетом сорбции, м/с, при этом w_0 — стоковая скорость осаждения; b — концентрация взвеси, кг/л; K_d — коэффициент распределения радионуклида, л/кг [3].

Приведенные соотношения позволяют с помощью формулы (2) на основе экспериментальных данных $c(l)$, $\sigma(l, y)$ и других параметров реки и ее бассейна оценить постоянную времени смыва Λ .

В настоящей работе на основе карт загрязнения [1] полная площадь бассейна

$$F = \int_0^l \int_0^{L(l)} dldy$$

разбивалась на дискретные участки площадью F_k $\left(F = \sum_k F_k\right)$ с плотностью загрязнения σ_k . При этом суммарная активность загрязнения в бассейне реки оценивалась с помощью выражения

$$N = \sum_k \sigma_k F_k.$$

Характеристики бассейнов рек Японии и, в частности, реки Абукума существенно отличаются от характеристик бассейнов 24 рек Европы и Азии [3]. При этом основные отличия состоят в следующем:

модуль стока наносов, влияющий на постоянную времени смыва Λ , для острова Хонсю составляет $\sim 10^3$ т/км² в год, в то время как для рассмотренных бассейнов других рек он равен 20—100 т/км² в год [5];

средний годовой уровень осадков в районе размещения АЭС «Фукусима-1» равен примерно 1500 мм/год [4], тогда как в среднем по Европе и Азии ~ 800 мм/год. Соответственно отличается модуль стока осадков;

анализ бассейнов сравнительно небольших рек Финляндии показывает, что уменьшение площади бассейна приводит к увеличению постоянной времени смыва. Так, при уменьшении площади в 2,5 раза постоянная времени смыва возрастает в 4 раза [3]. Подобная тенденция характерна и для небольших рек зоны Чернобыльской АЭС. Площадь бассейна реки Абукума относительно мала — 5400 км², что увеличивает постоянную времени смыва по сравнению с рассмотренными реками.

Перечисленные факторы приводят к тому, что постоянная времени смыва для бассейна реки Абукума значительно больше, чем для бассейнов других районов Земли. Кроме того, для

реки Абукума характерны наводнения, связанные с выпадением осадков.

Для оценки постоянной времени смыва бассейна реки Абукума использованы следующие данные из работы [1]:

карты распределения по площади плотности загрязнения основным дозообразующим ¹³⁷Cs. Полная активность ¹³⁷Cs на загрязненной территории оценивается 2300 ТБк. Эта оценка выполнена по данным карт, основанным на измерениях в почве в середине 2011 г. [1]. Из полной активности на загрязнение бассейна реки Абукума приходится 900 ТБк, т.е. $N = 900$ ТБк. Учитывая даты измерений, можно считать, что полученные оценки относятся к начальному моменту времени, т.е. $\Lambda \cong \Lambda_0$;

данные о потоке ¹³⁷Cs в устье реки. В июле—августе 2011 г. этот поток составлял $P = 3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/сут [1]. Имеются и более высокие оценки потока $5,2 \cdot 10^{10}$ Бк/сут без указания, какому расходу воды в реке они соответствуют.

На основе выражения (2), используя указанную ранее суммарную активность N и приведенные пределы изменения потока P , можно оценить постоянную времени смыва — $\Lambda = (2,4—4,1)10^{-2}$ год⁻¹, которая примерно в 20 раз больше характерной для бассейнов рек зоны Чернобыльской АЭС. В дальнейшем эти значения могут уменьшаться вследствие заглубления радионуклидов в почву.

Соотношения и величины, характеризующие самоочищение загрязненной территории. ¹³⁷Cs является одним из основных радионуклидов, определяющих радиоактивное воздействие на человека. Его период полураспада составляет около 30 лет. В связи с этим время прогноза радиационной обстановки для загрязненного района должно составлять не менее 200—300 лет. При аварии основное количество радионуклидов поступило во внешнюю среду за 13—15 сут [1]. В связи с тем, что это время значительно меньше времени прогноза, источник выхода радионуклидов можно считать мгновенным. Согласно работе [3] для мгновенного источника зависимость плотности загрязнения от времени и координаты представляется как

$$\sigma(y, t) = \exp(-\lambda t - \tau) \sigma_0(y \exp(-\tau)), \quad (3)$$

где $\tau = \tau(t) = \int_0^t \Lambda(t') dt'$; σ_0 — распределение плотности загрязнения в начальный момент; функция $\sigma_0(y \exp(-\tau))$ описывает изменение плотности загрязнения радионуклидом при его переносе в бассейне реки относительно начального распределения $\sigma_0 = \sigma_0(x)$.

В результате аппроксимации $\Lambda = \Lambda_0/(1 + at)$ получаем $\tau = \Lambda_0/a \ln(1 + at)$ и $\exp(-\tau) = 1/(1 + at)^{\Lambda_0/a}$. Отсюда суммарная активность в бассейне реки N как функция времени при размере бассейна по направлению к реке (или морю) L и размере участка бассейна вдоль берега l

$$N = l \exp(-\lambda t - \tau) \int_0^L \sigma_0(y \exp(-\tau)) dy \cong \\ \cong l L \exp(-\lambda t - \tau) \bar{\sigma}_0, \quad (4)$$

где $\bar{\sigma}_0$ — средняя на длине L плотность загрязнения в начальный момент времени.

Продолжительность процесса самоочищения характеризуется средним временем

$$\langle t \rangle = \int_0^\infty t J dt / \int_0^\infty J dt. \text{ Для указанной аппроксимации}$$

$\Lambda = \Lambda(t)$ это соответствует выражению

$$\langle t \rangle = \frac{1}{a} \left(\frac{1}{\lambda \varepsilon} - 1 \right), \quad (5)$$

где a — постоянная в аппроксимации Λ от времени, с^{-1} ; $\varepsilon = a^{-1} [-E_1(-\lambda/a) \exp \lambda/a]$; $E_1(x)$ — интегральная экспонента; λ — постоянная распада, с^{-1} .

Полный выход радионуклида за все время со всей загрязненной территории непосредственно в море и в море из реки

$$Q = (N + N_1) \Lambda_0 \varepsilon, \quad (6)$$

где N — содержание радионуклида в бассейне реки; N_1 — содержание радионуклида на загрязненной территории вне бассейна реки, прилегающей к морю. Для ^{137}Cs $N + N_1 = 2300$ ТБк.

Еще одной характеристикой переноса в бассейне реки является доля распада радионуклида

на площади бассейна за все время Σ , определяемая как

$$\Sigma = \lambda \int_0^\infty \sigma(t) dt / \int_0^\infty [\lambda + \Lambda(t)] \bar{\sigma}(t) dt,$$

где $\bar{\sigma} = \bar{\sigma}(t)$ — средняя по площади бассейна плотность загрязнения. Отсюда с использованием решения (3) можно оценить долю распада

$$\Sigma = (\lambda/a)^{\Lambda_0/a}. \quad (7)$$

Соответственно доля смыва составит $1 - \Sigma$.

Расчет характеристик самоочищения.

Для расчетов использовали указанные ранее исходные данные. Так, параметр a , характеризующий проникновение радионуклида в почву с течением времени, по данным работы [3] принимался равным 0,5 и 1 год^{-1} . Это соответствует средним значениям для изученных бассейнов рек. Согласно выполненным ранее оценкам наибольшая разница характеристик самоочищения наблюдается при следующих парах значений параметров: $\Lambda_0 = 0,024 \text{ год}^{-1}$, $a = 1 \text{ год}^{-1}$ и $\Lambda_0 = 0,041 \text{ год}^{-1}$, $a = 0,5 \text{ год}^{-1}$. В данном случае протяженность бассейна в районе АЭС «Фукусима» в направлении как реки, так и моря составляет 20—30 км. Отсюда максимальная скорость переноса ^{137}Cs поперек бассейна $v_{\max} = (5—12)10^2 \text{ м/год}$. Оценка изменения распределения загрязнения для ^{137}Cs в выражении (3) показывает, что из-за сравнительно малой скорости переноса максимальное смещение границы области с максимальным загрязнением за период от 1 до 200 лет составляет от 0,8 до 6 км. Это значительно меньше размера бассейна. Приближенный характер оценок позволяет не учитывать это смещение, а профиль распределения ^{137}Cs считать постоянным.

Зависимость от времени полной активности загрязнения N рассчитывали по формуле (4) (табл. 1).

По формулам (5)—(7) для района АЭС были определены среднее время самоочищения, полный выход ^{137}Cs с загрязненной территории в море и доля распада на площади бассейна — 12,9—16,1 года, 188—253 ТБк, 0,78—0,91 соответственно. В предположении, что постоянная времени смыва не убывает со временем ($a = 0$),

Таблица 1. Зависимость от времени полной активности ^{137}Cs в районе АЭС «Фукусима», ТБк

Время после аварии, лет	$\Lambda_0 = 0,024 \text{ год}^{-1}$, $a = 1 \text{ год}^{-1}$	$\Lambda_0 = 0,041 \text{ год}^{-1}$, $a = 0,5 \text{ год}^{-1}$
0	2300	2300
1	2210	2174
10	1722	1576
30	1060	915
50	660	554
80	327	267
100	205	166
150	62	50
200	21	15,4

полный выход будет значительно больше: 1150—1350 ТБк. При этом роль смыва и распада в самоочищении становится одного порядка. Таким образом, роль смыва в высокой степени зависит от характера уменьшения постоянной времени смыва со временем. Однако данных об этой зависимости пока нет.

На картах для середины 2011 г. указана мощность эквивалентной дозы 166 мЗв/год, обусловленная плотностью загрязнения более $3 \cdot 10^6$ Бк/м². Площадь с таким загрязнением по данным работы [1] составляла около 100 км². С учетом этих данных и уравнения (3) была рассчитана зависимость максимальной годовой дозы D от времени (табл. 2).

Таблица 2. Зависимость от времени максимальной годовой дозы D для территории АЭС «Фукусима», загрязненной ^{137}Cs , мЗв/год

Время после аварии, лет	$\Lambda_0 = 0,024 \text{ год}^{-1}$, $a = 1 \text{ год}^{-1}$	$\Lambda_0 = 0,041 \text{ год}^{-1}$, $a = 0,5 \text{ год}^{-1}$
0	166	166
1	160	157
10	124	114
30	76,3	66,7
50	47,6	40
80	23,6	19,2
100	14,8	12
150	4,5	3,6
200	1,5	1,1

Ожидаемая годовая доза в других точках загрязненной территории будет меньше в количество раз, пропорциональное отношению локальной плотности загрязнения к максимальной $3 \cdot 10^6$ Бк/м². Техногенный фон в районе АЭС «Фукусима-1» соответствует годовой дозе около 0,6—1 мЗв/год [1]. Таким образом, загрязнение снизится за счет распада и смыва ^{137}Cs до уровня фона за время около 200 лет.

Аналогичные оценки были сделаны для ^{134}Cs ($T_{1/2}$ 2,06 года). Его начальная активность была примерно равна начальной активности ^{137}Cs [1]. Расчеты показали, что среднее время выхода для этого радионуклида 1,6—1,8 года, полный выход 63—84 ТБк, доля распада на площади бассейна 0,93—0,99.

Поступление радионуклидов в прибрежную область океана. Полный выход ^{137}Cs с загрязненной территории в море при $a > 0$ согласно формуле (6) составляет 188—253 ТБк. В первые годы после аварии, когда $\Lambda \cong \Lambda_0$, поток ^{137}Cs непосредственно в море и в море через реку, определяемый как $B = (N + N_1)\Lambda_0$, будет равен 55—94,3 ТБк/год. При любом времени $B = (N + N_1)\Lambda(t)$. Средний поток $\bar{B}$, определяемый как $\bar{B} = Q/\langle t \rangle$, составит 14,6—15,7 ТБк/год.

Измерения в течение первых месяцев после аварии показали, что спад активности в воде за счет адвекции, турбулентной диффузии и осаждения взвеси в прибрежной зоне продолжался 3—4 мес. Этот спад во времени может быть описан экспонентой $\exp(-\zeta t)$ с постоянной времени $\zeta = 36,5 \text{ год}^{-1}$ [1]. Сравнение масштаба времени ζ^{-1} и масштаба времени выхода радионуклидов со временем самоочищения показывает, что самоочищение по сравнению с выходом радионуклидов и релаксацией активности в прибрежной зоне можно считать стационарным. Следовательно, активность радионуклида в прибрежной зоне за счет смыва с суши, определяемая как $A = B/\zeta$, будет равна 1,5—2,6 ТБк.

Активность воды и донных осадков прибрежной зоны по данным [1] составляет примерно 307—380 ТБк. Из этого значения от 19 до 38 ТБк приходится на донные осадки, т.е. около

5—10%. При таком же соотношении активности ^{137}Cs в воде и донных осадках, поступившего в результате смыва с загрязненной территории, добавка к активности донных осадков за счет смыва составит 0,08—0,26 ТБк.

Целесообразно сопоставить выход радионуклидов в море после аварии в районе АЭС «Фукусима-1» с последствиями других значительных поступлений радионуклидов в водные системы. Сбросы в море ^{137}Cs за 17—20 лет от атомного комплекса Селлафилд (Великобритания) и ПО «Маяк» в систему реки Течи одного порядка — $3,7 \cdot 10^3$ и $5,6 \cdot 10^3$ ТБк [6], что в 10—18 раз больше поступления в прибрежную область от аварии в районе АЭС «Фукусима-1». Поступление ^{137}Cs , связанное с работой в течение 30 лет Красноярского горно-химического комбината, составило 30,6 ТБк [7]. Вынос ^{137}Cs из всех рек в Киевское водохранилище в 1987 г. после аварии на Чернобыльской АЭС был равен 64 ТБк/год [8]. Поток этого же радионуклида в устье реки Роны в 1984 г. составлял 1—7 ТБк/год [9]. Таким образом, сброс ^{137}Cs после аварии на АЭС «Фукусима-1» в 10 раз меньше двух названных самых больших, но больше других сбросов.

Влияние наводнений на перенос радионуклидов. На реке Абукума много раз в году происходят наводнения в связи с выпадением осадков. При этих наводнениях расход воды G возрастает иногда в 40 раз [2, 4]. При среднем расходе в реке около $180 \text{ м}^3/\text{с}$ в октябре 2002 г. он достиг $6000 \text{ м}^3/\text{с}$. При наводнениях в реке, помимо увеличения расхода воды, увеличивается и расход взвеси G_s [2]. Рост расхода взвеси связан с увеличением смыва почвы, а также с эрозией дна. Это иллюстрирует приведенная в работе [10] диаграмма, представляющая границы режимов осаждение—перенос—эрозия в координатах скорость воды в реке—размер частиц взвеси. Из диаграммы следует, что при скорости больше 1—1,2 м/с происходит эрозия дна с выносом частиц всех размеров. Подобная скорость достигается в реке Абукума уже при расходе $400 \text{ м}^3/\text{с}$ [2]. Связь между расходом воды G и расходом взвеси G_s при наводнениях в реке Абукума приведена в табл. 3. Из определения

величин G , G_s , а также концентрации взвеси b и плотности частиц взвеси ρ следует, что концентрацию взвеси можно оценить как $b = G_s \rho / G = 1,9 \text{ г/л}$. Коэффициент распределения ^{137}Cs в случае 90%-ного нахождения во взвеси согласно [1] для найденной концентрации составляет $4,7 \cdot 10^3 \text{ л/кг}$. Такое значение является типичным для данного изотопа [3, 7].

Т а б л и ц а 3. Зависимость расхода взвеси от расхода воды в реке Абукума [2]

Расход воды G , $\text{м}^3/\text{с}$	Расход взвеси G_s , $\text{м}^3/\text{с}$	G_s/G , 10^{-4}
640	0,5	7,8
909	0,69	7,6
6000	4,5	7,7

Анализ табл. 3 позволяет заключить, что концентрация взвеси в воде реки Абукума сохраняется, несмотря на вариации расхода в 10 раз и соответствующую изменчивость поверхностного стока и размыва дна.

Используя данные о загрязнении территории, бассейна реки Абукума и распределении ^{137}Cs по глубине почвы [1], можно оценить среднюю по площади бассейна удельную активность ^{137}Cs в верхнем смываемом слое почвы $c_s = 3,3 \cdot 10^6 \text{ Бк/м}^3$. Предполагая, что удельная активность ^{137}Cs в частицах взвеси будет такая же, как в верхнем слое, можно оценить поток в реке P в зависимости от расхода взвеси: $P = c_s G_s$. Поскольку расход взвеси пропорционален расходу, то можно определить зависимость потока от расхода воды в реке (табл. 4). Первый расчетный поток в табл. 4 почти совпадает с измеренным $P = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк/сут}$. Для оценки средней за год добавки к потоку за счет наводнений были использованы данные о расходе воды за 2002 и 2003 гг. [2]. Учет наводнений увеличит поток в 1,7—1,9 раза. Таким образом, средний за год поток с учетом наводнений составит $(7—8) \cdot 10^{10} \text{ Бк/сут}$.

Заключение. Предложенная методика анализа переноса радионуклида в бассейне реки позволила количественно оценить величины,

Таблица 4. Зависимость потока ^{137}Cs в реке Абукума от расхода воды

$G, \text{ м}^3/\text{с}$	$P, \text{ ГБк/сут}$
180	4
640	14,4
909	20,2
6000	134,6

характеризующие динамику процессов самоочищения загрязненного радионуклидами района АЭС «Фукусима-1». Получены оценки потока радионуклидов в море и среднего времени самоочищения территории за счет распада и смыва ^{137}Cs , ^{134}Cs в районе АЭС.

Показано, что максимальная мощность дозы в районе загрязнения снизится до уровня фона примерно через 200 лет. Концентрация взвеси в реке Абукума в несколько раз превышает характерную для европейских рек, коэффициент распределения ^{137}Cs взвеси находится на типичном уровне. Соотношение процессов смыва радионуклидов и их распада в самоочищении территории существенно зависит от скорости снижения со временем постоянной времени смыва.

Для реки Абукума концентрация взвеси и ^{137}Cs во взвеси не зависит от расхода воды, в том числе и при наводнениях. Поток ^{137}Cs пропорционален расходу воды, учет наводнений может увеличить этот поток в среднем в 1,7—1,9 раза.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Summarized** Version of the «Results of the Research on Distribution of Radioactive Substances Discharged by the Accident at TEPCO's Fukushima Dai-ichi NPP». Emergency Operation Center, Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries. April 2012. 50 p.
2. **Ebihara M., Yosida N., Takahashi Y.** Preface: migration of radionuclide from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. — *Geochem. J.*, 2012, v. 46, p. 267—270.
3. **Андреев И.И., Лайкин А.И., Платовских Ю.А.** Анализ смыва радионуклидов с площади бассейнов рек. — *Атомная энергия*, 2011, т. 110, вып. 3, с. 163—169.
4. **Kabir M.A., Dutta D., Hironaka S.** Process-based distributed modeling approach for analysis of sediment dynamics in a river basin. — *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2011, v. 15, p. 1307—1321.
5. **Эдельштейн К.К.** Гидрология материков. М.: ИПК «Академия», 2005. 304 с.
6. **Мокров Ю.Г.** Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. Дис. на соискание ученой степени д-ра техн. наук. Озерск, ПО «Маяк», 2005.
7. **Платовских Ю.А., Сергеев И.В., Кузнецов Ю.В. и др.** Математическое моделирование и анализ поведения радионуклидов в системе Красноярский горно-химический комбинат — Енисей — Карское море. — *Атомная энергия*, 2003, т. 95, вып. 6, с. 457—466.
8. **Чернобыль.** Радиоактивное загрязнение природных сред. Под ред. Ю.А. Израэля. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 300 с.
9. **Martin J.M., Thomas A.J.** Artificial radionuclides discharged by the Rhone river. — *J. Environmental Radioactivity*, 1990, v. 11, № 2, p. 105—139.
10. **Мирихулава Ц.Е.** Основы физики и механики эрозии русел. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 300 с.

Поступила в Редакцию 21.01.14

УДК 504.054+614.876

ТРАНСГРАНИЧНЫЙ ПЕРЕНОС ПРИ МАЛЫХ ВЫБРОСАХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В АТМОСФЕРУ

Арутюнян Р.В., Припачкин Д.А., Сорокикова О.С., Семенов В.Н., Панченко С.В.
(ИБРАЭ РАН, г. Москва), *Рубинштейн К.Г., Игнатов Р.Ю., Смирнова М.М., Губенко И.М.*
(Гидрометцентр России, г. Москва), *Шершаков В.М., Андреев Ф.А., Каткова М.Н.*
(НПО «Тайфун», г. Обнинск)

В настоящей статье на примере радиационного инцидента в г. Электростали в апреле 2013 г. проведены моделирование трансгранич-

ного переноса радиоактивных веществ, выброшенных в атмосферу при плавлении содержащего ^{137}Cs закрытого радиоактивного источни-