

УДК [577.34:597.08]

*В. В. Беляев, Е. Н. Волкова, А. А. Пархоменко,  
С. П. Пришляк, С. В. Курганский*

**ДИНАМИКА ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ  
ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ ПОСЛЕ ОДНОКРАТНОГО  
ПОСТУПЛЕНИЯ  $^{90}\text{Sr}$  И  $^{137}\text{Cs}$  В ВОДОЕМ**

Методами математического моделирования изучена динамика формирования дозы облучения рыб после однократного поступления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в водоем. Мощность дозы облучения рыб, формируемой  $^{90}\text{Sr}$ , зависит от его содержания в организме,  $^{137}\text{Cs}$  — от концентрации этого радионуклида в воде, донных отложениях и организме рыб. При заданных условиях мощность дозы облучения рыб, формируемой  $^{90}\text{Sr}$ , будет увеличиваться в течение 33 месяцев и останется на максимальном уровне приблизительно на протяжении года. Через 10 лет после поступления  $^{90}\text{Sr}$  мощность дозы облучения рыб уменьшится относительно максимальной в 2,4 раза. Мощность дозы облучения рыб, формируемой  $^{137}\text{Cs}$ , будет возрастать в течение 4—5 месяцев. Через два года после поступления  $^{137}\text{Cs}$  в водоем мощность интегральной дозы уменьшится относительно максимальной в 8,2 раза.

*Ключевые слова:* математическое моделирование, поглощенная доза, рыбы, пресноводная экосистема.

Использование ядерной энергии в мирных и военных целях привело к возникновению дополнительного фактора антропогенного воздействия — радиоактивному загрязнению биосферы, и особенно гидросферы. Как правило, в практике противорадиационной защиты применяются показатели концентрации радионуклидов в объектах окружающей среды. Водоемы, в зависимости от их гидрологических показателей, могут выполнять в процессах миграции радиоактивных веществ как транзитную, так и аккумулятивную функцию. Следовательно, в случае загрязнения водоемов продуктами деления закономерности их распределения в экосистемах разного типа будут кардинально отличаться. В связи с тем, что водный фонд Украины насчитывает десятки тысяч объектов разного типа, систематический радиоэкологический мониторинг всех этих водоемов крайне затруднителен. Поэтому моделирование поведения радионуклидов в водных экосистемах дает возможность прогнозировать дальнейшее развитие радиоэкологической ситуации.

Наиболее перспективным направлением оценки качества воды является определение реакции на загрязнение, в том числе радионуклидное, гидро-

© В. В. Беляев, Е. Н. Волкова, А. А. Пархоменко, С. П. Пришляк,  
С. В. Курганский, 2014

бионтов [8, 10, 11]. При этом степень воздействия ионизирующего излучения на гидробионтов, в частности на рыб, зависит от величины поглощенной организмом дозы [7, 12]. Поэтому целью работы был прогноз динамики формирования поглощенной дозы у пресноводных рыб при однократном поступлении  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в водоем.

**Описание применяемых математических моделей.** Оценивали дозу облучения рыб, сформированную долгоживущими радионуклидами  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в замкнутом модельном водоеме. Для выполнения расчетов прежде всего необходимо было проследить динамику формирования радионуклидного загрязнения абиотических компонентов и рыб. В связи с тем, что интегральное содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в биотических компонентах значительно меньше, чем в абиотических, их миграцию можно моделировать отдельными системами уравнений — «вода — донные отложения» и «окружающая среда — рыбы».

После радионуклидного загрязнения содержание радионуклидов в водных массах описывается следующим выражением:

$$A_w(t) = A(0) \sum A_i \exp\left(-\frac{0,693t}{T_i^w}\right) \exp(-\lambda t), \quad i = 1, m \quad (1)$$

где  $A_w(t)$  — концентрация радионуклидов в водных массах, Бк/л;  $A(0)$  — максимальная концентрация радионуклида в водных массах, Бк/л;  $A_i$  — парциальная концентрация (доля радионуклида), которая удаляется из водных масс с периодом  $T_i^w$ ;  $T_i^w$  — парциальный период полуочищения водных масс, сут;  $t$  — время после момента загрязнения, сут;  $\lambda$  — константа радиоактивного распада, сут $^{-1}$ ;  $m$  — количество членов уравнения.

В принятой модели миграции радионуклиды из воды переходят в донные отложения. Проведенные нами ранее исследования показали, что в природных экосистемах плотность радионуклидного загрязнения донных отложений илистого типа в десятки раз выше, чем песков. Поэтому было принято, что в донных отложениях радионуклиды аккумулируются только в зоне илонакопления. Тогда динамика плотности радионуклидного загрязнения дна (для зоны илонакопления) описывается следующим выражением:

$$A_s(t) = \frac{(A(0) - A_w(t)) \cdot V}{S},$$

где  $A_s(t)$  — плотность загрязнения донных отложений определенным радионуклидом, Бк/м $^2$ ;  $A(0)$ ,  $A_w(t)$  — обозначения те же, что в уравнении (1);  $V$  — объем водоема, л;  $S$  — площадь илонакопления, м $^2$ .

При  $\lambda t \ll 1$  и  $\lambda \ll \frac{\ln 2}{T_{\max}^w}$  поправкой на радиоактивный распад можно пренебречь, где  $T_{\max}^w$  — максимальный парциальный период полуочищения водных масс от радионуклида.

Поступление радионуклидов в организм рыб предполагалось пропорциональным их концентрации в водных массах. Для  $^{137}\text{Cs}$  такое предположение справедливо только для мирных видов рыб. Содержание радионуклидов в организме рыб рассчитывали пошагово на основании следующего уравнения:

$$\langle Af(t + \Delta t) \rangle = \sum_{i=1, n} Af_i(t + \Delta t) = \sum_{i=1, n} (V_i Z_i \Delta t + Af_i(t) \exp(-\frac{0,693\Delta t}{T_i})), \quad (2)$$

где  $\langle Af(t) \rangle$  — содержание радионуклида в организме в момент времени  $t$ ;  $Af_i(t)$  — парциальное содержание радионуклида в организме в момент времени  $t$ ;  $V_f$  — скорость (поток) поступления радионуклида в организм;  $Z_i$  — парциальное поступление радионуклида в организм;  $T_i$  — парциальный биологический период полувыведения;  $t$  — время после радионуклидного загрязнения водоема;  $\Delta t$  — шаг моделирования;  $n$  — количество компонент выведения. Шаг моделирования выбирался из условия  $\frac{0,693\Delta t}{T_i} \ll 1$ .

В связи с тем, что скорость выведения  $^{90}\text{Sr}$  или  $^{137}\text{Cs}$  из организма рыб намного больше скорости радиоактивного распада этих элементов, а также с тем, что период моделирования не превышает 10 лет, изменение содержания радионуклида у рыб, связанное с радиоактивным распадом, не учитывали.

Понятие «компонента выведения» применяется в случае представления объекта, в том числе и живого организма, в виде  $n$ -камер (фондов), из которых радионуклид выводится с определенной (парциальной) скоростью.

Размерность величин выбиралась так, чтобы величина  $t/T_i$  была безразмерной, величины  $Af(t)$ ,  $Af_i(t)$ ,  $V_i Z_i \Delta t$  имели одинаковую размерность (активности или удельной активности одного радионуклида);  $V_f$  — общее или удельное поступление радионуклида в единицу времени.

**Методы расчета дозовых нагрузок.** При расчетах было принято, что внутреннее облучение рыб формируется только бета-излучением инкорпорированных радионуклидов, при этом вся энергия бета-излучения реализуется в организме, внешнее — только гамма-излучением. Облучение от водных масс рассчитывали в геометрии «бесконечного» облака (среды). Для расчета дозы, формируемой излучением радионуклидов донных отложений, излучающий слой представляли в виде тонкой поверхности с учетом ослабления излучения водными массами, согласно рекомендациям [5, 6]. При заданных выше условиях время пребывания бентосоядных рыб в зоне влияния донных отложений составляет приблизительно 175 сут в год [2—4]. Также необходимо отметить, что мы использовали среднегодовую оценку времени нахождения рыб в зоне влияния ионизирующего излучения донных отложений. Вычисления проводили для следующих видов рыб: густера — *Blicca bjoerkna* L., плотва — *Rutilus rutilus* L., лещ — *Abramis brama* L., карась

(серебряный и золотой — *Carassius auratus gibelio* (Bloch), *C. carassius* L.),  
линь — *Tinca tinca* L.

**Параметры модели.** Выбор в качестве формы загрязнения однократного поступления был обоснован тем, что суперпозицией однократных поступлений загрязнителя в водоем можно описать загрязнение с любой динамикой поступления радиоактивных веществ. Приняли, что до загрязнения содержание радионуклидов в компонентах водоема было нулевым.

В работе рассмотрен сценарий для эвфтрофных, то есть наиболее продуктивных водоемов. Именно такие водоемы, как правило, используются для разведения рыбы.

Было принято, что средняя глубина модельного водоема составляет 4 м, площадь илонакопления — 0,5 акватории.  $^{90}\text{Sr}$  выводится из водных масс с параметрами  $T_1^w = 134$  сут,  $A_1 = 0,2$ ;  $T_2^w = 828$  сут,  $A_2 = 0,8$ ;  $^{137}\text{Cs}$  — с параметрами  $T_1^w = 111$  сут,  $A_1 = 0,97$ ,  $T_2^w = 7,5$  лет,  $A_2 = 0,03$ , остальные параметры уравнения (1) были приняты нулевыми.

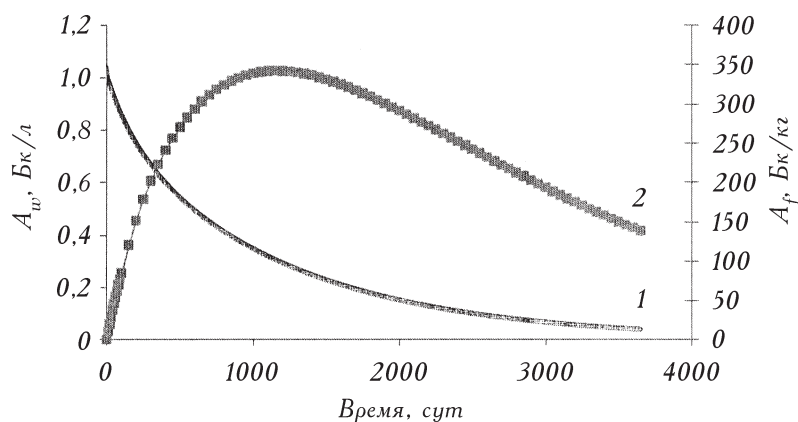
Принято, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в организме рыб описывается следующими параметрами:  $Z_1, T_1 = 0$ ;  $T_2 = 90$  сут,  $Z_2 = 0,15$ ,  $T_3 = 900$  сут,  $Z_3 = 0,85$ ,  $^{137}\text{Cs}$  —  $T_1 = 1$  сут,  $Z_1 = 0,2$ ,  $T_2 = 10$  сут,  $Z_2 = 0,2$ ,  $T_3 = 100$  сут,  $Z_3 = 0,6$ . Подробнее выбор данных параметров обоснован в [1].

Значение величины  $V_f$  рассчитывали через равновесный коэффициент накопления (Кн). Величина равновесного Кн была принята равной 1100 для  $^{90}\text{Sr}$  и 1000 — для  $^{137}\text{Cs}$ .

### **Результаты исследований и их обсуждение**

Согласно проведенным расчетам, через 19—20 мес после поступления радионуклидов в водоем содержание  $^{90}\text{Sr}$  в водных массах уменьшится в 2 раза, то есть составит 0,5 от максимального. В то же время, его содержание у рыб будет увеличиваться на протяжении достаточно длительного периода времени. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в организме рыб достигнет максимума через 38—40 мес, а его концентрация в воде к этому времени уменьшится в 3,3 раза (рис. 1). Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в организме рыб будет уменьшаться очень медленно. После достижения максимума период полууменьшения содержания радионуклида в организме будет составлять 5,3 года, что более чем в два раза выше биологического периода полувыведения  $^{90}\text{Sr}$ , заданного в модели.

Поведение величины мощности дозы от инкорпорированного  $^{90}\text{Sr}$  соответствует динамике активности радионуклида в организме (рис. 2). Мощность дозы будет увеличиваться на протяжении 33 мес до 5,3 мкГр/сут и останется на таком уровне, с колебаниями величины не более 1%, до 45-го месяца. Через 10 лет после поступления радионуклида в модельную экосистему мощность дозы, формируемая инкорпорированным  $^{90}\text{Sr}$ , составит 2,2 мкГр/сут. Интегральная доза за этот период достигнет 14 мГр.

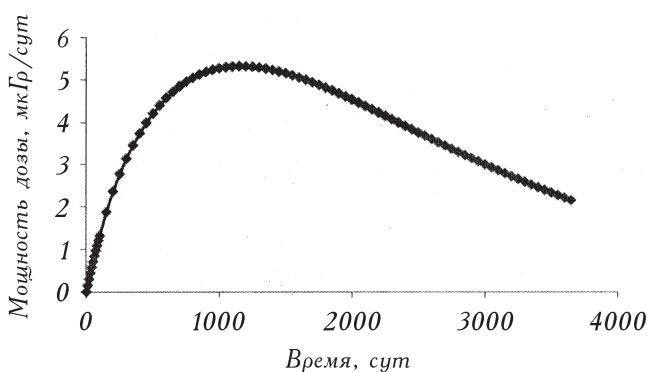


1. Динамика удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде (1,  $A_w$ ) и у рыб (2,  $A_f$ ) модельного водоема.

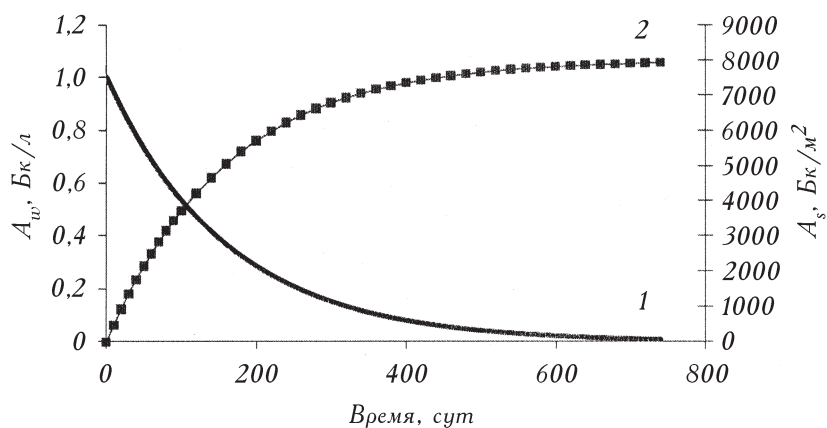
В водных экосистемах  $^{137}\text{Cs}$ , в основном, перераспределяется между водными массами и донными отложениями. В большинстве случаев его содержанием в биотических компонентах можно пренебречь. Так, согласно нашим оценкам, в биотических компонентах водоема-охладителя Чернобыльской АЭС и Киевского водохранилища сосредоточено не более 3,5% общего содержания  $^{137}\text{Cs}$  в экосистеме [9].

Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде модельного водоема уменьшится в 2 раза приблизительно через 4 мес после поступления (рис. 3). Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях будет интенсивно увеличиваться в течение 15—18 мес после поступления в водоем. За этот период в донные отложения перейдет около 95% поступившего в экосистему радионуклида. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в организме мирных рыб достигнет наибольших величин (около 450 Бк/кг) через 5 мес, к этому времени содержание радионуклида в воде будет составлять около 40% от максимального (рис. 4).

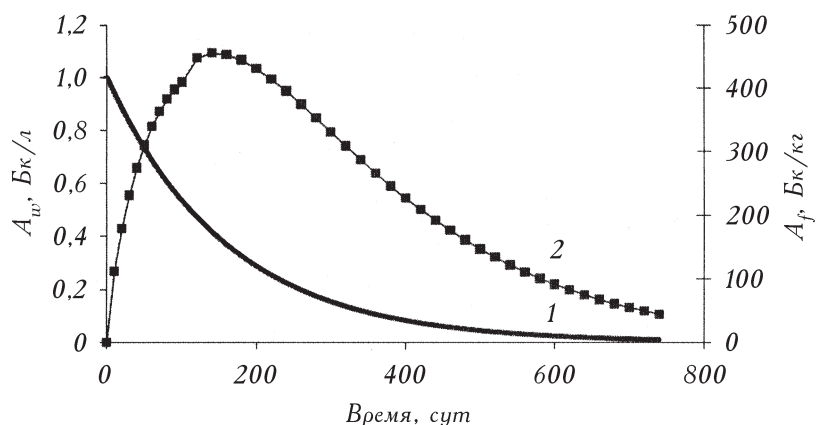
При расчете дозы облучения рыб, сформированной поступившим в водоем  $^{137}\text{Cs}$ , необходимо учитывать излучение инкорпорированного и сосредоточенного в воде и донных отложениях радионуклида. Максимальная доза от  $^{137}\text{Cs}$ , сосредоточенного в водных массах, составит 7,8 нГр/сут и в дальнейшем будет экспоненциально сни-



2. Динамика мощности дозы облучения рыб модельного водоема в случае разового поступления  $^{90}\text{Sr}$ .

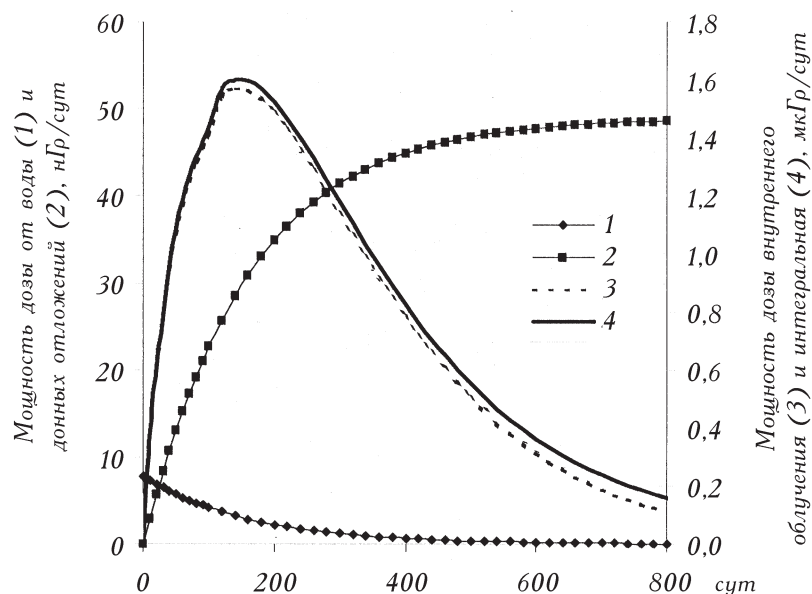


3. Динамика активности  $^{137}\text{Cs}$  в воде (1,  $A_w$ ) и донных отложениях (2,  $A_s$ ) модельного водоема.



4. Динамика активности  $^{137}\text{Cs}$  в воде (1,  $A_w$ ) и рыбах (2,  $A_f$ ) модельного водоема.

жаться (рис. 5). Облучение рыб от депонированного в донных отложениях  $^{137}\text{Cs}$  в течение года будет интенсивно возрастать до 44 нГр/сут, в течение следующего года — достигнет 48 нГр/сут. При заданных условиях мощности дозы от излучения радионуклида, сосредоточенного в воде и донных отложениях, совпадут через 25 сут. Мощность дозы от инкорпорированного  $^{137}\text{Cs}$  будет возрастать в течение 4—5 мес до 1,8 мкГр/сут. В первые годы после аварии мощность дозы облучения рыб будет формироваться за счет излучения инкорпорированного радионуклида. Через два года после поступления радионуклида в модельную экосистему мощность дозы, сформированной инкорпорированным  $^{137}\text{Cs}$ , составит 0,17, интегральной — 0,22 мкГр/сут. За этот период интегральная доза составит 635 мкГр, из них 95% будет сформировано излучением инкорпорированного радионуклида. При этом необходимо отметить, что с течением времени будет возрастать роль излучения накопившегося в донных отложениях  $^{137}\text{Cs}$ . Вклад этого излучения в мощность интегральной дозы облучения рыб будет экспоненциально



5. Динамика мощности дозы облучения рыб модельного водоема в случае разового поступления  $^{137}\text{Cs}$ : 1 — внешнее облучение от водных масс; 2 — внешнее облучение от донных отложений; 3 — внутреннее облучение; 4 — интегральная мощность дозы.

возрастать и через год после однократного поступления в замкнутую пресноводную экосистему составит 4,5%, через два года — 22%. При описании динамики формирования дозы облучения рыб от  $^{137}\text{Cs}$  мы ограничились двухлетним периодом, поскольку в дальнейшем, вследствие вертикальной миграции радионуклида в донных отложениях, представлять излучающий слой «тонким» источником некорректно.

О возрастании роли излучения радионуклидов, депонированных в донных отложениях, свидетельствуют и наши расчеты поглощенной дозы у рыб Киевского и Каневского водохранилищ, а также водоема-охладителя ЧАЭС. Согласно нашим оценкам, в отдаленный период после аварии на ЧАЭС до 95% дозы облучения рыб этих водоемов формировалось за счет излучения радионуклидов, содержащихся в донных отложениях [2—4]. Необходимо отметить, что расчеты проводились для среднего значения, индивидуальные вариации дозы облучения рыб могут быть в 2—3 раза меньше или больше среднего значения.

### Заключение

Методом математического моделирования установлено, что после однократного поступления долгоживущих радионуклидов в замкнутой эвтрофный пресноводный водоем мощность дозы облучения рыб, сформированная излучением инкорпорированного в ткани рыб  $^{90}\text{Sr}$ , достигнет максимальных величин через 33 мес и останется на таком уровне, с колебаниями величины не более 1%, до 45-го месяца после начала загрязнения. Мощность дозы облучения рыб, сформированная излучением инкорпорированного  $^{137}\text{Cs}$ , будет максимальной

приблизительно через 5 мес. Скорость снижения концентрации радионуклидов в организме рыб и, соответственно, создаваемых ими доз, будут гораздо меньше скорости биологического выведения радионуклидов. Через 10 лет после поступления  $^{90}\text{Sr}$  в модельную экосистему мощность сформированной  $^{90}\text{Sr}$  дозы облучения рыб будет в 2,4 раза меньше максимальной. Относительно  $^{137}\text{Cs}$  следует отметить, что в первые годы после его поступления в экосистему поглощенная рыбами доза будет создаваться преимущественно инкорпорированным в ткани радионуклидом. Однако с течением времени будет возрастать роль излучения накопившегося в донных отложениях  $^{137}\text{Cs}$ . Вклад этого излучения в мощность интегральной дозы облучения рыб будет экспоненциально возрастать и через год после однократного поступления в замкнутую пресноводную экосистему составит 4,5%, через два года — 22%.

\*\*

*Методами математичного моделювання вивчено динаміку формування дози опромінення риб після одноразового надходження  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  до водойми. Потужність дози опромінення риб, що формується  $^{90}\text{Sr}$ , залежить від його вмісту в організмі,  $^{137}\text{Cs}$  — від концентрації радіонукліда у воді, донних відкладах та організмі риб. За умов моделювання потужність дози опромінення риб, що формується  $^{90}\text{Sr}$ , буде зростати впродовж 33 міс і залишиться на максимальному рівні приблизно протягом року. Через 10 років після надходження  $^{90}\text{Sr}$  потужність дози опромінення риб зменшиться відносно максимальної у 2,4 рази. Потужність дози опромінення риб, що формується  $^{137}\text{Cs}$ , буде збільшуватися упродовж 4—5 міс. Через два роки після надходження  $^{137}\text{Cs}$  до водойми потужність інтегральної дози зменшиться у 8,2 рази.*

\*\*

*Dynamics of formation of the radiation dose of fish after a single contamination of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  of the water body by methods of mathematical modeling was studied. Fish exposure dose from  $^{90}\text{Sr}$  depends on its concentration in fish organism, as for dose from  $^{137}\text{Cs}$  — it depends on its concentration in fish also as in water and bottom sediments. Under specified conditions the dose rate from  $^{90}\text{Sr}$  on fish will increase through 33 months to a maximum value and will remain at this level for 1 year. Ten years after receipt of  $^{90}\text{Sr}$  in pond dose rate on fish would be 2.4 times smaller than the maximum value. Dose rate from  $^{137}\text{Cs}$  on fish reaches a maximum in 4—5 months. Two years after receipt of  $^{137}\text{Cs}$  in pond dose rate on fish would be 8.2 times smaller than the maximum value.*

\*\*

1. Беляєв В. В., Волкова Е. Н. Механізми формування сезонних варіацій содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в пресноводних рыбах // Гидробиол. журн. — 2013. — Т. 49, № 3. — С. 89—98.
2. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., Гончаренко Н. И. Формирование дозовых нагрузок на рыб Киевского водохранилища // Там же. — 2010. — Т. 46, № 6. — С. 75—82.
3. Волкова Е. Н., Беляєв В. В., Зарубин О. Л., Костюк В. А. Особенности формирования дозовых нагрузок на рыб Каневского водохранилища // Ядерна фізика та енергетика. — 2010. — Т. 11, № 1. — С. 82—85.
4. Волкова О. М., Беляєв В. В., Зарубін О. Л. та ін. Формування дозових навантажень на риб водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС // Наук.



- зап. Терноп. ун-ту. Серія: Біологія. Спец. вип. Гідробіологія. — 2010. — № 2 (43). — С. 61—64.
5. *Защита* от ионизирующих излучений: В 2 т. Т. 1. Физические основы защиты от излучений / Под ред. Н. Г. Гусева. — М.: Энергоатомиздат, 1989. — 512 с.
  6. *Козлов В. Ф.* Справочник по радиационной безопасности. — М.: Атомиздат, 1977. — 384 с.
  7. *Кутлахмегов Ю. О., Корогодин В. И, Кольтовер В. К.* Основи радіоекології. — К.: Вища шк., 2003. — 319 с.
  8. *Потрохов О. С.* Фізіолого-біохімічні механізми адаптації риб до змін екологічних чинників водного середовища: Автореф. дис. ... докт. біол. наук. — К., 2011. — 43 с.
  9. *Романенко В. Д., Кузьменко М. И., Беляев В. В. и др.* Радиэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для пресноводных экосистем // Изв. Самар. науч. центра РАН. — 2006. — Т. 8, № 1 (15), «Актуальные проблемы экологии», вып. 5. — С. 40—57.
  10. *Романенко В. Д.* Экологическое прогнозирование — приоритетное направление современной гидробиологии // Развитие гидробиологических исследований в Украине. — Киев: Наук. думка, 1993. — С. 3—9.
  11. *Строганов Н. С.* Моделирование возможных изменений экосистемы при загрязнении по чувствительности гидробионтов к токсикантам // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. — Л.: Наука, 1979. — С. 142—149.
  12. *Шеханова И.А.* Радиэкология рыб. — М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1983. — 208 с.

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

Поступила 16.05.14