

Ю. В. Хомутинин, В. А. Кашпаров

Український НІІІ сільськогосподарської радіології  
 Національного університету біоресурсів і природопольовання (НУБіП) України, Київ

**ОПТИМИЗАЦИЯ ОТБОРА ПРОБ РЫБЫ ДЛЯ ОЦЕНКИ УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr И КОЭФФИЦИЕНТОВ НАКОПЛЕНИЯ**

Рассмотрена задача оптимизации отбора проб для оценки медианы удельной активности и коэффициентов накопления <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr для популяций различных видов рыб, обитающих в водоеме. Получены оценки стандартного геометрического отклонения удельной активности этих радионуклидов (1,2 - 1,9) и коэффициентов накопления (1,8 - 2,3) для различных видов рыб. Определено минимально необходимое число проб для оценки медианы удельной активности и соответствующих коэффициентов накопления <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr с требуемой относительной погрешностью. Для получения медианного значения удельной активности <sup>137</sup>Cs на момент вылова с относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$  необходимо отобрать для измерений активности 16 - 20 образцов щуки, окуня, судака, красноперки и белого амура; 10 - 13 образцов сома, леща, линя, карася, чехони; 8-9 образцов густеры, плотвы, карпа (сазана), толстолобика; 5 образцов голавля.

*Ключевые слова:* <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, рыба, удельная активность, коэффициенты накопления, Чернобыльская авария.

**Введение**

Радиоактивное загрязнение огромных территорий, вызванное Чернобыльской аварией, потребовало проведение массового радиоэкологического мониторинга различных объектов окружающей среды, в том числе и рыбы в водоемах различных типов. Большой объем отбираемых проб, стоимость трудозатрат по отбору проб и измерений в них содержания <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr сделали актуальным вопрос оптимизации отбираемого числа проб рыб.

Одной из особенностей накопления <sup>137</sup>Cs рыбами является наличие «размерного эффекта» – возрастание удельного содержания <sup>137</sup>Cs в тканях рыб с размером/массой (возвратом) особей. Наиболее сильно этот эффект проявляется для хищных рыб (щука, окунь) [1 - 4]. Для мирных рыб этот эффект, как правило, отсутствует или же является статистически незначимым [5 - 7]. «Размерный эффект» для содержания <sup>90</sup>Sr в тканях рыб исследователями не отмечен. При анализе зависимостей между удельным содержанием <sup>90</sup>Sr (рыба в целом) и массой рыбы ни одна из корреляций не была статистически значимой [8]. Наличие «размерного эффекта» приводит к увеличению вариабельности удельного содержания <sup>137</sup>Cs в популяции рассматриваемого вида рыб в водоеме. Статистический (случайный) разброс удельного содержания <sup>137</sup>Cs в популяции рыб дополняется вариабельностью, обусловленной «размерным эффектом».

В данной работе рассмотрена задача определения минимально необходимого числа проб различных видов пресноводных рыб (выборки отловленных особей) для оценки медианных

значений удельной активности <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr, а также соответствующих коэффициентов накопления для всей популяции конкретного вида рыб водоема. Поскольку при планировании отбора проб (отлова рыбы) невозможно предугадать размер (массу) пойманных особей, то наличие «размерного эффекта» (в том случае если он есть) учитывается через величину дисперсии удельной активности <sup>137</sup>Cs и соответствующих коэффициентов накопления для популяции рассматриваемого вида рыб в водоеме.

**Методы и объекты исследований**

Литературные и наши собственные данные показывают, что удельная активность <sup>137</sup>Cs(<sup>90</sup>Sr) в особях рыб конкретного вида, выловленных в одном водоеме в фиксированный момент времени имеет большой разброс значений с правосторонней асимметрией, распределение вероятностей которых удовлетворительно описывается логнормальным законом [9 - 11]

$$f(C_f) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot C_f \cdot s} e^{-\frac{1}{2} \left( \frac{\ln(C_f) - \mu}{s} \right)^2}, \quad (1)$$

где  $C_f$  – удельная активность <sup>137</sup>Cs(<sup>90</sup>Sr) особей рыб, Бк/кг;  $\mu$  и  $s$  – соответствующие среднее значение и стандартное отклонение логарифма удельной активности <sup>137</sup>Cs(<sup>90</sup>Sr) рыб. Соответствующая медиана удельной активности <sup>137</sup>Cs(<sup>90</sup>Sr) рыб (среднее геометрическое) равна  $GM = \exp(\mu)$ , а стандартное геометрическое отклонение –  $GSD = \exp(s)$ . Следует также отметить, что в этом случае между стандартным

© Ю. В. Хомутинин, В. А. Кашпаров, 2016

отклонением  $s$  и соответствующим коэффициентом вариации  $w$  справедливо соотношение  $s^2 = \ln(w^2 + 1)$ .

Аналогичными статистическими свойствами (логнормальное распределение вероятностей) обладают значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr}) C_w$  в воде водоема и коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr}) CF_f$  в рыбе (как отношение двух случайных величин, имеющих логнормальные распределения вероятностей) [11 - 13].

В настоящей работе рыба рассматривается как продукт питания человека: очищенная (без внутренностей, плавников, лузги и жабр). Основной целью является нахождение минимально необходимого числа проб рыбы рассматриваемого вида (особей, отлавливаемых в водоеме в заданное время) для оценки с требуемой точностью медианы (среднего геометрического)  $C_f$  или соответствующего коэффициента накопления  $CF_f$ . При этом определение удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  в каждой пробе проводится независимо.

Предлагаемое решение этой задачи основано на теории интервальных оценок неизвестных параметров [14, 15]. В случае нормального закона распределения вероятностей случайной величины  $X$  с математическим ожиданием  $m$  и априори известном стандартным отклонением  $\sigma$  статистика  $U = \frac{\bar{X} - m}{\sigma} \cdot \sqrt{n}$ , где  $\bar{X}$  среднее значение, определенное по выборке объема  $n$ , имеет нормальное распределение вероятностей с нулевым математическим ожиданием и дисперсией, равной единице. Тогда для некоторой заданной вероятности  $p$  (доверительная вероятность) справедливо соотношение

$Ver\left(-U_p < \frac{\bar{X} - m}{\sigma} \cdot \sqrt{n} < U_p\right) = p$ , где  $U_p$  квантиль нормального распределения уровня  $p$ . Иными словами, неизвестное математическое ожидание  $m$  с вероятностью  $p$  находится в интервале  $\bar{X} - \frac{U_p \cdot \sigma}{\sqrt{n}} < m < \bar{X} + \frac{U_p \cdot \sigma}{\sqrt{n}}$ . Отсюда объем выборки, при котором абсолютная погрешность оценки среднего значения  $\bar{X} - m$  с доверительной вероятностью  $p$  не превысит заданной величины  $\Delta$ , равен  $n \geq \frac{U_p^2 \cdot \sigma^2}{\Delta^2}$ .

Применяя этот статистический вывод к логарифму удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  или к логарифму соответствующего коэффициента накопления, находим доверительный интервал, в котором с заданной доверительной вероятностью  $p$  лежит значение искомой медианы

$\overline{GM} \cdot CSD^{(-U_p/\sqrt{n})} < GM < \overline{GM} \cdot CSD^{(U_p/\sqrt{n})}$ , где  $\overline{GM}$  – оценка среднегеометрического значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  рыб или соответствующего коэффициента накопления, полученное по выборке объема  $n$ , а  $GSD$  – априори известное геометрическое стандартное отклонение рассматриваемой величины. Отсюда минимально необходимое число проб (особей), которое необходимо отобрать (отловить) в водоеме в заданное время для измерения активности и получения оценки медианы удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  рассматриваемой популяции рыб или соответствующих коэффициентов накопления с требуемой относительной погрешностью  $\delta$  при доверительной вероятности  $p$  равно

$$n \geq \left\{ \frac{U_p \cdot \ln(GSD)}{\ln(1 + \delta)} \right\}^2. \quad (2)$$

Практическая реализация изложенного выше подхода нахождения минимально необходимого числа проб рыб (особей), которых необходимо отловить в водоеме для измерения активности и оценки с требуемой точностью медианы (среднего геометрического) удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  рассматриваемой популяции рыб  $C_f$  или коэффициентов накопления  $CF_f$  требует знания стандартных геометрических отклонений  $GSD_{C_f}$  и  $GSD_{CF_f}$ .

Статистический анализ результатов собственных наблюдений и литературные данные [9 - 11] позволяют утверждать, что удельную активность  $^{137}\text{Cs}$  и соответственно  $^{90}\text{Sr}$  в популяции рыб различных видов, обитающих в некотором водоеме, на протяжении некоторого промежутка времени можно рассматривать как логнормальные случайные процессы [16]. Анализ этих процессов для основных пресноводных промысловых рыб показал, что для стандартного отклонения логарифма удельной активности этих процессов  $s_{C_f}(t)$  (соответственно  $GSD_{C_f}(t)$ ) не наблюдается статистически значимой зависимости от времени вылова рыбы и водоема [11]. Наличие «размерного эффекта» (зависимости между массой особи и удельной активностью радионуклида) лишь увеличивает вариабельность удельной активности радионуклида в популяции рыб рассматриваемого вида. Таким образом, в первом приближении, параметр  $s_{C_f}(t)$ , характеризующий вариабельность соответствующего случайного процесса, будем считать константой ( $s_{C_f}(t) = s_{C_f} = \text{const}$ ) по отношению к моменту вылова рыбы и различным водоемам. Величина  $s_{C_f}$  (соответственно  $GSD_{C_f}$ )

характеризует относительную вариабельность удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  в момент вылова (коэффициент вариации  $w$ ).

Среднегодовую удельную активность  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  в популяции рыб конкретного вида и водоема на протяжении некоторого промежутка времени также можно рассматривать как логнормальный случайный процесс. При этом соответствующее стандартное отклонение  $s_{C_f}$  ( $GSD_{C_f}$ ), кроме вариабельности, обусловленной наличием «размерного эффекта», должно учитывать и вариабельность, обусловленную сезонным трендом удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  в популяции рыб конкретного вида [11, 31].

На протяжении 2006 - 2015 гг. в Украинском НИИ сельскохозяйственной радиологии НУБиП Украины проводился мониторинг содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в рыбах различных видов в водоемах зоны отчуждения ЧАЭС и северной части Киевского водохранилища. Измерения содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в пробах рыб проводилось в среднем с относительной погрешностью ( $\pm$ сигма)  $\delta_f = 20\%$ . В результате статистического анализа полученных результатов, дополненных и литературными данными, для рыб, выловленных в одно время или в течение одного месяца, были получены усредненные оценки геометрического стандартного отклонения  $GSD_{C_f}$  (табл. 1).

Таблица 1. Усредненные оценки геометрического стандартного отклонения  $GSD_{C_f}$  удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для очищенных рыб, выловленных в одно время

Вид рыбы	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	Дополнительный источник
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	1,60 ± 0,03	1,53 ± 0,05	[4, 19, 20, 23]
Окунь ( <i>Perca fluviatilis</i> )	1,55 ± 0,02	1,39 ± 0,04	[19, 23]
Судак ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	1,54 ± 0,04	1,43 ± 0,04	[4, 17, 19]
Сом ( <i>Silurus glanis</i> )	1,42 ± 0,06	1,49 ± 0,10	
Лещ ( <i>Abramis brama</i> )	1,39 ± 0,01	1,47 ± 0,03	[19, 21]
Густера ( <i>Blicca bjoerkna</i> )	1,34 ± 0,02	1,35 ± 0,05	[18, 21]
Плотва ( <i>Rutilus rutilus</i> )	1,38 ± 0,01	1,39 ± 0,03	[6, 18, 19, 21]
Красноперка ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	1,53 ± 0,03	1,23 ± 0,05	[19]
Линь ( <i>Tinca tinca</i> )	1,36 ± 0,04	1,35 ± 0,06	
Карась ( <i>Carassius carassius</i> )	1,41 ± 0,01	1,70 ± 0,06	[19 - 23]
Сазан, Карп ( <i>Cyprinus carpio</i> )	1,33 ± 0,03	1,42 ± 0,04	[22, 23]
Толстолобик ( <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	1,32 ± 0,03	1,51 ± 0,07	[2, 23]
Белый амур ( <i>Ctenopharyngodon idella</i> )	1,55 ± 0,08	1,49 ± 0,07	[23]
Чехонь ( <i>Pelecus cultratus</i> )	1,47 ± 0,12	1,22 ± 0,05	[22]
Голавль ( <i>Leuciscus cephalus</i> )	1,25 ± 0,02		[22]

Для этих оценок были использованы данные, полученные как в водоемах чернобыльской зоны отчуждения (пруд-охладитель ЧАЭС, р. Припять, озера левобережной поймы р. Припять, Усовский затон (оз. Старуха), озеро в н.п. Ивановка), так и за ее пределами (Киевское и Каневское водохранилища, оз. Кажановское в Брянской области России). Полученные значения  $GSD_{C_f}$  включают в себя как статистическую вариабельность  $\sigma_{fs}$ , обусловленную различиями удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  в особях рыб, так погрешность измерения активности этих радионуклидов  $\delta_f$ , которые, как правило, задаются в процентах. В первом приближении это можно представить в виде соотношения

$$GSM_{C_f} = 0,5 \cdot \exp\left\{\sigma_{fs}^2 + \ln\left[\left(\delta_f/100\right)^2 + 1\right]\right\}. \quad (3)$$

В табл. 2 приведены усредненные оценки геометрического стандартного отклонения

$GSD_{C_f}$  удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для рыб различных видов, выловленных в течение одного календарного года, включая весенне-летний и осенне-зимний периоды. Приведенные оценки геометрического стандартного отклонения  $GSD_{C_f}$  удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для рыб различных видов также можно представить в виде соотношения (3). Эти оценки превышают соответствующие значения для рыб, выловленных в одно время или в течение одного месяца (см. табл. 1), поскольку величина  $\sigma_{fs}$  включают в себя дополнительно вариабельность, обусловленную сезонным трендом удельной активности  $^{137}\text{Cs}(^{90}\text{Sr})$  в популяции рыб.

В табл. 3 приведены усредненные оценки геометрического стандартного отклонения  $GSD_{CF}$  коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для рыб различных видов. Для этого были использованы остаточные стандартные отклонения логарифма коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и

$^{90}\text{Sr}$ , полученные при оценке параметров  $a_{137\text{Cs}}$ ,  $b_{137\text{Cs}}$  ( $a_{90\text{Sr}}$ ,  $b_{90\text{Sr}}$ ) зависимостей этих коэффициентов от содержания в воде водоема ионов  $\text{K}^+$  и  $\text{Ca}^{++}$ ,

$$CF_{137\text{Cs}} = \frac{a_{137\text{Cs}}}{K^{+b_{137\text{Cs}}}} \text{ и } CF_{90\text{Sr}} = \frac{a_{90\text{Sr}}}{Ca^{++b_{90\text{Sr}}}}$$

аналогично тому, как это было сделано в работе [13]. При этом эмпирические коэффициенты накопления для конкретного вида рыб в одном водоеме, полученные как одним автором в раз-

личное время, так разными авторами, усреднялись. Выборки малого объема наблюдаемых коэффициентов накопления для некоторых видов рыб (нерепрезентативные для построения указанных зависимостей) были объединены с наиболее репрезентативными выборками (с учетом семейства рыб). Объединение выборок проводилось при условии, что выборка малого объема статистически не отличается (с вероятностью не меньше 0,95) от данных основной (репрезентативной) выборки.

Таблица 2. Усредненные оценки геометрического стандартного отклонения  $GSD_{CF}$  удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для очищенных рыб, выловленных в течение года

Вид рыбы	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	Дополнительный источник
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	1,88 ± 0,06	1,80 ± 0,09	[17, 19]
Окунь ( <i>Perca fluviatilis</i> )	1,78 ± 0,05	1,39 ± 0,05	[19]
Судак ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	1,62 ± 0,05	1,50 ± 0,05	[19, 24]
Сом ( <i>Silurus glanis</i> )	1,69 ± 0,10	1,58 ± 0,10	[17, 19, 25]
Лещ ( <i>Abramis brama</i> )	1,50 ± 0,02	1,60 ± 0,05	[21]
Густера ( <i>Blicca bjoerkna</i> )	1,45 ± 0,02	1,41 ± 0,06	[18, 21]
Плотва ( <i>Rutilus rutilus</i> )	1,45 ± 0,02	1,55 ± 0,05	[18, 21]
Красноперка ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	1,66 ± 0,05	1,30 ± 0,03	[17, 21]
Линь ( <i>Tinca tinca</i> )	1,54 ± 0,06	1,44 ± 0,08	
Карась ( <i>Carassius carassius</i> )	1,60 ± 0,02	2,10 ± 0,16	[18, 19, 21, 22]
Сазан, Карп ( <i>Cyprinus carpio</i> )	1,75 ± 0,06	1,62 ± 0,07	[22]
Чехонь ( <i>Pelecus cultratus</i> )	1,53 ± 0,06	1,22 ± 0,05	[22]
Голавль ( <i>Leuciscus cephalus</i> )	1,36 ± 0,03	1,34 ± 0,04	[17, 22, 26, 27]

Таблица 3. Усредненные оценки геометрического стандартного отклонения  $GSD_{CF}$  коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для рыб различных видов

Вид рыбы	$^{137}\text{Cs}$	Вид рыбы	$^{90}\text{Sr}$
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	2,01 ± 0,05	Щука ( <i>Esox lucius</i> )	1,73 ± 0,06
Окунь, чехонь ( <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Pelecus cultratus</i> )	2,03 ± 0,05	Окунь, чехонь, судак, сом, налим ( <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Pelecus cultratus</i> , <i>Stizostedion lucioperca</i> , <i>Silurus glanis</i> , <i>Lota lota</i> )	2,10 ± 0,07
Судак ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	2,01 ± 0,09	Лещ, густера, синец ( <i>Abramis brama</i> , <i>Blicca bjoerkna</i> , <i>Ballerus ballerus</i> )	1,88 ± 0,07
Сом ( <i>Silurus glanis</i> )	1,66 ± 0,08	Плотва, голавль, красноперка, язь ( <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Leuciscus cephalus</i> , <i>Scardinius erythrophthalmus</i> , <i>Leuciscus idus</i> )	2,18 ± 0,11
Лещ, густера, синец ( <i>Abramis brama</i> , <i>Blicca bjoerkna</i> , <i>Ballerus ballerus</i> )	2,30 ± 0,08	Карп (сазан), линь, толстолобик ( <i>Cyprinus carpio</i> , <i>Tinca tinca</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	1,81 ± 0,07
Плотва, голавль, красноперка, язь, жерех ( <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Leuciscus cephalus</i> , <i>Scardinius erythrophthalmus</i> , <i>Leuciscus idus</i> , <i>Aspius aspius</i> )	1,82 ± 0,05	Карась, жерех, белый амур ( <i>Carassius carassius</i> , <i>Aspius aspius</i> , <i>Ctenopharyngodon idella</i> )	2,21 ± 0,11
Карп (сазан), линь, толстолобик ( <i>Cyprinus carpio</i> , <i>Tinca tinca</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	1,88 ± 0,07		
Карась ( <i>Carassius carassius</i> )	2,29 ± 0,10		
Налим ( <i>Lota lota</i> )	1,88 ± 0,13		

Приведенные в табл. 3 усредненные оценки геометрического стандартного отклонения коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для рыб различных видов превышают соответствующие значения геометрического стандартного отклонения удельной активности рыб, выловленных в течение одного календарного года. Это связано тем, что они включают в себя вариабельность, обусловленную не только сезонным трендом удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) в популяции рыб, но и вариабельностью оценок удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) в воде, относительная погрешность определения которой при низких

уровнях радиоактивного загрязнения может превышать 50 %. К тому же коэффициенты накопления часто оцениваются не по сопряженным пробам «рыба - вода», а по среднегодовым значениям удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) в воде и рыбе. Полученные значения  $GSD_{CF}$  (см. табл. 3) включают в себя как статистическую вариабельность, обусловленную различиями коэффициентов накопления в особях рассматриваемой популяции рыб, так и погрешность измерения активности этих радионуклидов в рыбе  $\delta_f$  и воде  $\delta_w$  ( $\pm$ сигма). В первом приближении это можно представить в виде соотношения

$$GSM_{CF} = 0,5 \cdot \exp\left\{\sigma_{fs}^2 + \ln\left[(\delta_f/100)^2 + 1\right] + \ln\left[(\delta_w/100)^2 + 1\right]\right\}. \quad (4)$$

### Результаты и обсуждение

Усредненные оценки геометрических стандартных отклонений, приведенные в табл. 1 - 3, были использованы для нахождения на основе выражения (2) минимально необходимого числа проб рыбы (особей), которые нужно отловить в водоеме для оценки с требуемой точностью медианы (среднего геометрического) удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) рассматриваемой популяции рыб в момент отлова ( $C_f'$ ), в среднем в течение года ( $\bar{C}_f$ ) или медианы коэффициента накопления ( $CF_f$ ). В табл. 4 приведено минимально необходимое число измеряемых проб

рыб для получения оценок медиан  $C_f'$  и  $\bar{C}_f$  с относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$ , при измерении удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) в пробах рыб с погрешностью ( $\pm 1$  сигма)  $\delta_f = 20\%$  и  $\delta_f = 50\%$ . При этом измерение удельного содержания радионуклидов в каждой пробе проводится независимо. В табл. 5 приведено минимально необходимое число проб для получения оценок медиан  $CF_f$  с относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$ , при измерении удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) в пробах рыб и пробах воды с погрешностью ( $\pm 1$  сигма)  $\delta_f = \delta_w = 20\%$  и  $\delta_f = \delta_w = 50\%$ .

Таблица 4. Минимально необходимое число проб рыбы ( $n_0$ ), которое необходимо отобрать, для измерения и оценки медианы удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) популяции рыб в водоеме с требуемой относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$

Вид рыбы	Оценка медианы в момент вылова				Среднегодовая оценка медианы			
	$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$		$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
	$\delta_f = 20\%$	$\delta_f = 50\%$	$\delta_f = 20\%$	$\delta_f = 50\%$	$\delta_f = 20\%$	$\delta_f = 50\%$	$\delta_f = 20\%$	$\delta_f = 50\%$
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	20	35	17	32	36	51	33	48
Окунь ( <i>Perca fluviatilis</i> )	17	32	10	26	30	45	11	26
Судак ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	17	32	12	27	22	37	16	31
Сом ( <i>Silurus glanis</i> )	13	28	18	33	28	43	22	37
Лещ ( <i>Abramis brama</i> )	9	24	13	29	14	30	21	36
Густера ( <i>Blicca bjoerkna</i> )	8	24	9	24	12	27	12	27
Плотва ( <i>Rutilus rutilus</i> )	9	24	10	25	12	27	18	33
Краснопёрка ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	16	31	5	20	24	39	7	22
Линь ( <i>Tinca tinca</i> )	9	24	10	25	18	33	14	30
Карась ( <i>Carassius carassius</i> )	10	25	26	41	19	34	54	70
Сазан, карп ( <i>Cyprinus carpio</i> )	8	24	12	27	29	44	23	38
Толстолобик ( <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	7	22	17	32				
Белый амур ( <i>Ctenopharyngodon idella</i> )	20	35	16	31				
Чехонь ( <i>Pelecus cultratus</i> )	18	33	5	20	18	33	5	20
Голавль ( <i>Leuciscus cephalus</i> )	5	20			9	24	8	24

**Таблица 5. Минимально необходимое число проб рыбы ( $n$ ), которое необходимо отобрать для оценки медианы коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) для популяции рыб в водоеме с требуемой относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$**

Вид рыбы	$^{137}\text{Cs}$		Вид рыбы	$^{90}\text{Sr}$	
	$\delta_f = 20\%$ $\delta_w = 20\%$	$\delta_f = 50\%$ $\delta_w = 50\%$		$\delta_f = 20\%$ $\delta_w = 20\%$	$\delta_f = 50\%$ $\delta_w = 50\%$
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	43	73	Щука ( <i>Esox lucius</i> )	28	58
Окунь, чехонь ( <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Pelecus cultratus</i> )	44	74	Окунь, чехонь, судак, сом, налим ( <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Pelecus cultratus</i> , <i>Stizostedion lucioperca</i> , <i>Silurus glanis</i> , <i>Lota lota</i> )	49	79
Судак ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	45	75	Лещ, густера, синец ( <i>Abramis brama</i> , <i>Blicca bjoerkna</i> , <i>Ballerus ballerus</i> )	37	67
Сом ( <i>Silurus glanis</i> )	25	55	Плотва, голавль, красноперка, язь ( <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Leuciscus cephalus</i> , <i>Scardinius erythrophthalmus</i> , <i>Leuciscus idus</i> )	56	86
Лещ, густера, синец ( <i>Abramis brama</i> , <i>Blicca bjoerkna</i> , <i>Ballerus ballerus</i> )	62	92	Карп (сазан), линь, толстолобик ( <i>Cyprinus carpio</i> , <i>Tinca tinca</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	33	63
Плотва, голавль, красноперка, язь, жерех ( <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Leuciscus cephalus</i> , <i>Scardinius erythrophthalmus</i> , <i>Leuciscus idus</i> , <i>Aspius aspius</i> )	32	62	Карась, жерех, белый амур ( <i>Carassius carassius</i> , <i>Aspius aspius</i> , <i>Ctenopharyngodon idella</i> )	58	88
Карп (сазан), линь, толстолобик ( <i>Cyprinus carpio</i> , <i>Tinca tinca</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	37	67			
Карась ( <i>Carassius carassius</i> )	62	92			
Налим ( <i>Lota lota</i> )	40	70			

Приведенное в табл. 4 и 5 минимальное необходимое число проб получено для максимальных (с учетом приведенных в таблицах погрешностей) значений  $GSD$  и является консервативным. Минимальное число проб при  $\delta_f = \delta_w = 20\%$  можно рассматривать как некоторые базовые значения  $n_0$  при заданных в табл. 1 - 3 значениях  $GSD_0$ . Если значение, соответствующего стандартного геометрического отклонения  $GSD$  иное, то в соответствии с выражением (2) при  $\delta = 20\%$ ,  $\delta_f = \delta_w = 20\%$  и  $p = 0,95$  искомое значение

$n$  равно  $n = n_0 (\ln(GSD)/\ln(GSD_0))^2$ . Минимально необходимое число проб  $n$  для иной доверительной вероятности  $p$  при тех же значениях величин  $GSD$ ,  $\delta$ ,  $\delta_f$ ,  $\delta_w$  равно  $n = n_0 (U_p/U_{0.95})^2$  и аналогично для иной относительной погрешности  $\delta$   $n = n_0 (\ln(1,2)/\ln(1 + \delta))^2$ . При  $\delta_f \neq 20\%$  минимально необходимое число проб для получения оценок медиан  $C_f^t$  и  $\bar{C}_f$  с учетом соотношения (3) равно

$$n = n_0 \left( \sqrt{(\ln(GSD))^2 - 0,039 + \ln \left[ (\delta_f/100)^2 + 1 \right]} / \ln(GSD_0) \right)^2.$$

Соответственно минимально необходимое число проб для получения оценок медиан  $CF_f$  с учетом соотношения (4) равно

$$n = n_0 \left( \sqrt{(\ln(GSD))^2 - 0,078 + \ln \left[ (\delta_f/100)^2 + 1 \right] + \ln \left[ (\delta_w/100)^2 + 1 \right]} / \ln(GSD_0) \right)^2.$$

При планировании отбора проб для оценки среднегодовой медианы удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) популяции рыб в водоеме с требуемой относительной погрешностью  $\delta$  и доверительной вероятностью  $p$  необходимо учитывать сезонные

тренды удельной активности. Эти сезонные изменения проявляются как в процессе моделирования динамики загрязнения радионуклидами водных экосистем [28, 29], так и подтверждаются результатами мониторинга [11, 22, 30]. Наиболь-

шая удельная активность радионуклидов в организме рыб отмечается в весенне-летний период (март - июнь). В этот период кратность превышения среднегодового значения удельной активности может достигать двух раз. Поэтому для оценки среднегодовой медианы удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) популяции рыб в водоеме найденное минимально необходимое число проб необходимо равномерно распределить в течении года (по кварталам) или, по крайней мере, разделить на две части (одну отобрать в марте - июне, вторую в осенние месяцы).

При планировании отбора проб для оценки медианы коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ ) для популяции рыб в водоеме с требуемой относительной погрешностью  $\delta$  при доверительной вероятности  $p$  необходимо отбирать сопряженные пробы «рыба - вода», причем пробы воды не должны отбираться позднее, чем пробы рыбы. Последнее обусловлено тем, что значение удельной активности радионуклидов в воде после отлова рыбы не влияет на удельную активность их в рыбе. Поскольку период выведения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из организмов рыб может достигать нескольких месяцев [32, 33], то для минимизации погрешностей при определении коэффициентов накопления желательнее, чтобы сопряжение моментов отбора проб воды и рыбы не превышало одного месяца (время между моментами отбора проб воды и рыбы). Весь процесс отбора проб желательнее распределить равномерно в течение года.

### Выводы

Изложенные в работе подход и полученные результаты позволяют планировать минимальное необходимое число отбираемых проб рыбы в водоеме для оценки медиан удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в ней, а также соответствующих коэффициентов накопления с требуемой относи-

тельной погрешностью при заданной доверительной вероятности. Для получения медианного значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  на момент вылова с относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$  необходимо отбирать 16 - 20 образцов щуки, окуня, судака, красноперки и белого амура; 10 - 13 образцов сома, леща, линя, карася, чехони; 8-9 образцов густеры, плотвы, карпа/сазана, толстолобика; 5 образцов голавля. Для получения медианного значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  на момент вылова с относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$  необходимо отбирать 26 образцов карася; 13 - 17 образцов щуки, судака, сома, леща, толстолобика и белого амура; 10 - 12 образцов окуня, густеры, плотвы, линя, карпа/сазана; 5 образцов красноперки и чехони. Для оценки медианы коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  для популяции рыб в водоеме с требуемой относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$  необходимо отобрать 61 - 62 образца леща, густеры, синца и карася; 37 - 45 образцов щуки, окуня, чехони, налима, карпа/сазана, линя и толстолобика; 25 - 32 образца плотвы, голавля, красноперки, язя, жереха и сома. Для оценки медианы коэффициентов накопления  $^{90}\text{Sr}$  для популяции рыб в водоеме с требуемой относительной погрешностью  $\delta = 20\%$  при доверительной вероятности  $p = 0,95$  необходимо отобрать 56 - 58 образцов карася, жереха, белого амура, плотвы, красноперки, голавля и язя; 49 образцов окуня, чехони, судака, сома и налима; 33 - 37 образцов леща, густеры, синца, карпа, линя, толстолобика; 28 образцов щуки. Это позволяет проводить радиоэкологические обследования водоемов и получать репрезентативные оценки указанных характеристик с требуемой точностью при минимальных затратах.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Broberg A., Andersson E. Distribution and circulation of Cs-137 in lake ecosystem // The Chernobyl fallout in Sweden. -1991. - P. 151 - 173.
2. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС: по материалам экспедиционных исследований. - М.: Изд-во Тов-ва науч. знаний КМК. - 2004. - 215 с.
3. Smith J.T., Kudelsky A.V., Ryabov I.N. et al. Uptake and elimination of radiocesium in fish and the "size effect" // Journal of Environmental Radioactivity. - 2002. - Vol. 62. - P. 145 - 164.
4. Зарубин О.Л., Костюк В.А., Малюк И.А., Залисский А.А. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  судаком (*Lucioperca lucioperca* L.) // Ядерна фізика та енергетика. - 2012. - Т. 13, № 2. - С. 175 - 181.
5. Зарубин О.Л. Влияние доступности корма на накопление  $^{137}\text{Cs}$  рыбами в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС // Гидробиологический журнал. - 2005. - Т. 41, № 2. - С. 58 - 72.
6. Зарубин О.Л., Залисский А.А., Костюк В.А. и др. Удельное содержание  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах плотвы (*Rutilus rutilus* (L.)) в зависимости от массы особи // Ядерна фізика та енергетика. - 2010. - Т. 11, № 2. - С. 191 - 194.
7. Kryshev I.I., Sazykina T.G., Ryabov I.N. et al. Model testing using Chernobyl data: II. Assessment of the consequences of the radioactive contamination of the Chernobyl nuclear power plant cooling pond // Health

- Physics. - 1996. - Vol. 70(1). - P. 13 - 17.
8. *Smith J.T., Sasina N.V., Kryshch A.I. et al.* A review and blind test of predictive models for the bioaccumulation of radiostrontium in fish // *Journal of Environmental Radioactivity*. - 2009. - Vol. 100. - P. 950 - 954.
  9. *Håkanson L.* A compilation of empirical data and variations in data concerning radiocesium in water, sediments and fish in European lakes after Chernobyl // *Journal of Environmental Radioactivity*. - 1999. - Vol. 44. - P. 21 - 42.
  10. *Oleksyk T.K., Gashchak S.P., Glenn T.C. et al.* Frequency distributions of  $^{137}\text{Cs}$  in fish and mammal populations // *Journal of Environmental Radioactivity*. - 2002. - Vol. 61. - P. 55 - 74.
  11. *Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Кузьменко А.В., Павлюченко В.В.* Прогноз динамики и риска превышения допустимого содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе Киевского водохранилища на поздней фазе Чернобыльской аварии // *Радиационная биология. Радиоэкология*. - 2013. - Т. 53, № 4. - С. 411 - 427.
  12. *Хомутинин Ю.В.* Оцінка радіоекологічної безпеки прісноводних водойм України на пізній стадії аварії на ЧАЕС // *Ядерна фізика та енергетика*. - 2014. - Т. 15, № 4. - С. 389 - 401.
  13. *Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Кузьменко А.В.* Зависимость коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема // *Радиационная биология. Радиоэкология*. - 2011. - Т. 51, № 3. - С. 374 - 384.
  14. *Кендалл М., Стьюарт А.* Статистические выводы и связи. - М.: Наука, 1973. - 899 с.
  15. *Афифи А.* Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ. - М.: Мир, 1992. - 488 с.
  16. *Вентцель Е.С., Овчаров Л.А.* Теория случайных процессов и ее инженерные приложения. - М.: Наука, 1991. - 384 с.
  17. *Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / За ред. В. Д. Романенка.* - К.: Наук. думка, 2010. - 263 с.
  18. *Зарубин О.Л., Залиський О.О.* Розмірно-вагові особливості накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами-бентофагами водойми-охолоджувача ЧАЕС // *Чернобыльский науч. вісн. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. - 2010. - № 2(36). - С. 29 - 34.
  19. *Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. Проект № 2 // Франко-Германская Чернобыльская инициатива: заключ. отчет.* - К., 2002. - 25 с.
  20. *Белова Н.В., Емельянова Н.Г., Макеева А.П., Рябов И.Н.* Состояние воспроизводительной системы рыб из озера Кожановское (Брянская область), загрязненного радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС // *Вопросы ихтиологии*. - 2001. - Т. 41, № 3. - С. 358 - 367.
  21. *Зарубин О.Л., Залиський А.А., Беляев В.В. и др.* Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах рыб-бентофагов в зависимости от массы особи // *Гидробиологический журнал*. - 2011. - Т. 47, № 5. - С. 97 - 105.
  22. *Кузьменко М.И., Романенко В.Д., Деревец В.В. та ін.* Радіонукліди в водних екосистемах України. Вплив радіоактивного забруднення на гідробіоси зони відчуження. - К.: Чернобыльинтеринформ, 2001. - 318 с.
  23. *Беляев В.В., Волкова Е.Н., Скиба В.В.* Определение скорости поступления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в организм пресноводных рыб // *Гидробиологический журнал*. - 2011. - Т. 47, № 4. - С. 113 - 119.
  24. *Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. та ін.* Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. - К.: Наук. думка, 1992. - 196 с.
  25. *Зарубин О.Л.* Накопление  $^{137}\text{Cs}$  сомом обыкновенным (*Silurus glanis* L.) в водоемах Киевской области после аварии на Чернобыльской АЭС // *Гидробиологический журнал*. - 2008. - Т. 44, № 1. - С. 91 - 104.
  26. *Гудков Д.И., Каглян А.Е., Киреев С.И. и др.* Основные дозообразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // *Радиационная биология. Радиоэкология*. - 2008. - Т. 48, № 1. - С. 48 - 58.
  27. *Зарубин О.Л.* Накопление  $^{137}\text{Cs}$  голавлем *Leuciscus cephalus* (L.) // *Гидробиологический журнал*. - 2010. - Т. 46, № 2. - С. 95 - 107.
  28. *Zibold G., Klemm E.* Ecological half-times of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in forest and freshwater ecosystems // *Radioprotection*. - 2005. - Vol. 40. - P. 497 - 502.
  29. *Крышев А.И., Рябов И.Н.* Модель расчета загрязнения рыб  $^{137}\text{Cs}$  и ее применение для озера Кожановского (Брянская область) // *Радиационная биология. Радиоэкология*. - 2005. - Т. 45, № 3. - С. 338 - 345.
  30. *Ильенко А.И., Крапивко Т.П.* Экология животных в радиационном биогеоценозе. - М.: Наука, 1989. - 224 с.
  31. *Трапезникова В.Н., Трапезников А.В.* Радиоэкология пресноводных экосистем как научная дисциплина // *Вопросы радиационной безопасности*. - 2006. - № 1. - С. 35 - 57.
  32. *Koulikov A. O., Meili M.* Modelling the dynamics of fish contamination by Chernobyl radiocesium: an analytical solution based on potassium mass balance // *Journal of Environmental Radioactivity*. - 2003. - Vol. 66. - P. 309 - 326.
  33. *Kryshch A.I.* Model reconstruction of  $^{90}\text{Sr}$  concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957 // *Journal of Environmental Radioactivity*. - 2003. - Vol. 64. - P. 67 - 84.



Ю. В. Хомутинін, В. О. Кашпаров

Український НДІ сільськогосподарської радіології НУБіП України, Київ

ОПТИМІЗАЦІЯ ВІДБОРУ ПРОБ РИБИ ДЛЯ ОЦІНКИ ПИТОМОЇ АКТИВНОСТІ  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  І КОЕФІЦІЄНТІВ НАКОПИЧЕННЯ

Розглянуто завдання оптимізації відбору проб риби для оцінки медіани питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  та коефіцієнтів накопичення для популяцій різних видів риб, які мешкають у водоймі. Отримано оцінки геометричного стандартного відхилення питомої активності цих радіонуклідів (1,2 - 1,9) і коефіцієнтів накопичення (1,8 - 2,3) для різних риб. Визначено мінімально необхідне число проб для оцінки медіани питомої активності та відповідних коефіцієнтів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  з необхідною відносною похибкою. Для набуття медіанного значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на момент вилову з відносною похибкою  $\delta = 20\%$  при довірчій імовірності  $p = 0,95$  необхідно відібрати для вимірювання активності 16 - 20 зразків щуки, окуня, судака, краснопірки і білого амура; 10 - 13 зразків сома, ляща, лина, карася, чехоні; 8-9 зразків плоскирки, плітки, коропа (сазана), товстолобика; 5 зразків голованя.

*Ключові слова:*  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , риба, питома активність, коефіцієнти накопичення, Чорнобильська аварія.

Yu. V. Khomutinin, V. O. Kashparov

Ukrainian Institute of Agricultural Radiology of NUBiP of Ukraine, Kyiv

OPTIMIZATION OF FISH SAMPLING PROCEDURE FOR EVALUATING THE SPECIFIC ACTIVITY OF  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  AND ACCUMULATION COEFFICIENTS

Problem of optimization of sampling procedure for evaluating the median of specific activity and accumulation coefficients of the  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  for the populations of different species of fish lived in the pond was observed. Estimates of the geometric standard deviation of the specific activity (1.2 ÷ 1.9) and accumulation coefficients (1.8 ÷ 2.3) of radionuclides for different species of fish were obtained. Minimum number of samples required for evaluating the median of the specific activity and corresponding accumulation coefficients of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  with desired relative error was determined. In order to obtain the median value of the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  with relative error  $\delta = 20\%$  and confidence level of  $p = 0.95$  at the time of harvest the following numbers of fish samples should be selected for the activity measurement: 16 - 20 samples of pike, perch, suner, rudd and grass carp; 10 - 13 samples of catfish, bream, tench, carassius, pelecus cultratus; 8-9 samples of bream, roach, carp(common carp), bighead carp; and 5 samples of chub.

*Keywords:*  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , fish, specific activity, accumulation coefficients, Chornobyl accident.

## REFERENCES

1. Broberg A., Andersson E. Distribution and circulation of Cs-137 in lake ecosystem // The Chernobyl fallout in Sweden. -1991. - P. 151 - 173.
2. Ryabov I.N. Radioecology of ponds fish in the zone of the Chernobyl accident: based on field research. - Moskva: Publishing house of the Association of Scientific Knowledge. - 2004. - 215 p. (Rus)
3. Smith J.T., Kudelsky A.V., Ryabov I.N. et al. Uptake and elimination of radiocesium in fish and the "size effect" // Journal of Environmental Radioactivity. - 2002. - Vol. 62. - P. 145 - 164.
4. Zarubin O.L., Kostyuk V.A., Malyuk I.A., Zalisskij A.A. // Yaderna fizyka ta energetyka (Nucl. Phys. At. Energy). - 2012. - Vol. 13, No. 2. - P. 175 - 181. (Rus)
5. Zarubin O.L. // Hidrobiologicheskij zhurnal. - 2005. - Vol. 41, No. 2. - P. 58 - 72. (Rus)
6. Zarubin O.L., Zalisskij A.A., Kostyuk V.A. et al. // Yaderna fizyka ta energetyka (Nucl. Phys. At. Energy). - 2010. - Vol. 11, No. 2. - P. 191 - 194. (Rus)
7. Kryshchuk I.I., Sazykina T.G., Ryabov I.N. et al. Model testing using Chernobyl data: II. Assessment of the consequences of the radioactive contamination of the Chernobyl nuclear power plant cooling pond // Health Physics. - 1996. - Vol. 70(1). - P. 13 - 17.
8. Smith J.T., Sasina N.V., Kryshchuk A.I. et al. A review and blind test of predictive models for the bioaccumulation of radiostrontium in fish // Journal of Environmental Radioactivity. - 2009. - Vol. 100. - P. 950 - 954.
9. Håkanson L. A compilation of empirical data and variations in data concerning radiocesium in water, sediments and fish in European lakes after Chernobyl // Journal of Environmental Radioactivity. - 1999. - Vol. 44. - P. 21 - 42.
10. Oleksyk T.K., Gashchak S.P., Glenn T.C. et al. Frequency distributions of  $^{137}\text{Cs}$  in fish and mammal populations // Journal of Environmental Radioactivity. - 2002. - Vol. 61. - P. 55 - 74.
11. Khomutinin Yu.V., Kashparov V. A., Kuz'menko A.V., Pavlyuchenko V.V. // Radiatsionnaya biologiya. Radioecologiya. - 2013. - Vol. 53, No. 4. - P. 411 - 427. (Rus)
12. Khomutinin Yu.V. // Yaderna fizyka ta energetyka. - 2014. - Vol. 15, No. 4. - P. 389 - 401. (Ukr)
13. Khomutinin Yu.V., Kashparov V.A., Kuz'menko A.V. // Radiatsionnaya biologiya. Radioecologiya. - 2011. - Vol. 51, No. 3. - P. 374 - 384. (Rus)
14. Kendall M., Stuart A. Statistical inference and communication. - Moskva: Nauka, 1973 - 899 p. (Rus)
15. Afifi A. Statistical analysis. The approach of using a computer. - Moskva: Mir, 1992. - 488 p. (Rus)

16. *Wentzel E.S., Ovcharov L.A.* The theory of random processes and its engineering applications. - Moskva: Nauka, 1991 - 384 p. (Rus)
17. *Technogenic radionuclides in freshwater ecosystems / Ed. V. D. Romanenko.* - Kyiv: Naukova dumka, 2010. - 263 p. (Ukr)
18. *Zarubin O.L., Zalis'kyi O.O.* // Chornobyl's'kyi naukovyi visnyk. Byulleten' ekologichnogo stanu zony vidchu-zhennya ta zony bezumovnogo (obov'yazkovogo) vidselennya, - 2010. - No. 2(36). - P. 29 - 34. (Ukr)
19. *Radiological consequences of the Chornobyl accident. Project No. 2 // France-German Black and Chornobyl Initiative: Final report.* - Kyiv, 2002. (Rus)
20. *Belova N.V., Emel'yanova N.G., Makeeva A.P., Ryabov I.N.* // Voprosy ikhtiologii. - 2001. - Vol. 41, No. 3. - P. 358 - 367. (Rus)
21. *Zarubin O.L., Zalisskij A.A., Belyaev V.V. et al.* // *Gidrobiologicheskij zhurnal.* - 2011. - Vol. 47, No. 5. - P. 97 - 105. (Rus)
22. *Kuzmenko M.I., Romanenko V.D., Derevets V.V. et al.* Radionuclides in aquatic ecosystems of Ukraine. The impact of radioactive contamination on hidrobiosy of exclusion zone. - Kyiv: Chornobylinterinform, 2001. - 318 p. (Ukr)
23. *Belyaev V.V., Volkova E.N., Skiba V.V.* // *Gidrobiologicheskij zhurnal.* - 2011. - Vol. 47, No. 4. - P. 113 - 119. (Rus)
24. *Romanenko V.D., Kuzmenko M.I., Yevtushenko N.Y. et al.* Radioactive and chemical contamination of the Dnieper river and its reservoirs after the Chornobyl accident. - Kyiv: Nauk. dumka, 1992. - 196 p. (Rus)
25. *Zarubin O.L.* // *Gidrobiologicheskij zhurnal.* - 2008. - Vol. 44, No. 1. - P. 91 - 104. (Rus)
26. *Gudkov D.I., Kaglyan A.E., Kireev S.I. et al.* // *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya.* - 2008. - Vol. 48, No. 1. - P. 48 - 58. (Rus)
27. *Zarubin O.L.* // *Gidrobiologicheskij zhurnal.* - 2010. - Vol. 46, No. 2. - P. 95 - 107. (Rus)
28. *Zibold G., Klemt E.* Ecological half-times of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in forest and freshwater ecosystems // *Radioprotection.* - 2005. - Vol. 40. - P. 497 - 502.
29. *Kryshev A.I., Ryabov I.N.* // *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya.* - 2005. - Vol. 45, No. 3. - P. 338 - 345. (Rus)
30. *Iliencko A.I., Krapivko T.P.* Animal ecology in the radiation biogeocoenoses. - Moskva: Nauka, 1989 - 224 p. (Rus)
31. *Trapeznikova V.N., Trapeznikov A.V.* // *Voprosy radiatsionnoj bezopasnosti.* - 2006. - No. 1. - P. 35 - 57. (Rus)
32. *Koulikov A. O., Meili M.* Modelling the dynamics of fish contamination by Chernobyl radiocesium: an analytical solution based on potassium mass balance // *Journal of Environmental Radioactivity.* - 2003. - Vol. 66. - P. 309 - 326.
33. *Kryshev A.I.* Model reconstruction of <sup>90</sup>Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957 // *Journal of Environmental Radioactivity.* - 2003. - Vol. 64. - P. 67 - 84.

Надійшла 12.04.2016  
Received 12.04.2016