

Е. В. Кашпарова^{1,2,*}, Г.-Х. Теиен², С. Е. Левчук¹, В. П. Процак¹, К. Д. Корепанова^{1,3},
Б. Салбу², И. И. Ибатуллин¹, В. А. Кашпаров^{1,2}

¹ Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии
Национального университета биоресурсов и природопользования Украины, Киев, Украина

² Центр радиоактивности окружающей среды, Норвежский университет естественных наук, Ос, Норвегия

³ Государственное специализированное предприятие «Экоцентр», Чернобыль, Украина

*Ответственный автор: elena.kashparova@gmail.com

ДИНАМИКА ПОСТУПЛЕНИЯ ¹³⁷Cs ИЗ ВОДЫ В ОРГАНИЗМ СЕРЕБРЯНОГО КАРАСЯ (*CARASSIUS GIBELIO*)

В серии аквариумных экспериментов были получены скорости поступления ¹³⁷Cs в организм серебряного карася (*Carassius gibelio*) из воды с содержанием калия 2 мг·л⁻¹ при температуре T = 5 °C без кормления ($k_w = 0,045 \pm 0,001$ сут⁻¹), T = 12 °C с кормлением ($0,046 \pm 0,002$ сут⁻¹) и T = 22 °C с кормлением ($0,062 \pm 0,006$ сут⁻¹). Полученные результаты показали, что скорости поступления ¹³⁷Cs в рыбу из воды без кормления и при кормлении «чистым» кормом достоверно не отличались при разной температуре воды (T = 5 - 22 °C) и были на два порядка величины меньше по сравнению со скоростью поступления ¹³⁷Cs в организм серебряного карася с радиоактивно загрязненным кормом в зоне отчуждения ЧАЭС ($11,4 \pm 2,6$ сут⁻¹). Это позволяет при обеспечении питания рыбы чистыми кормами даже в наиболее радиоактивно загрязненных водоемах зоны отчуждения получать продукцию с содержанием ¹³⁷Cs ниже допустимого уровня (150 Бк·кг⁻¹). При уменьшении содержания калия в воде с 2 до 0,2 мг·л⁻¹ без кормления рыбы при температуре 5 ± 1 °C скорость поступления ¹³⁷Cs в рыбу из воды увеличивалась в 1,6 раза, а при увеличении содержания калия в воде в 10 раз до 20 мг·л⁻¹ незначительно уменьшалась в 1,2 раза. Удельная активность ¹³⁷Cs в мышечной ткани серебряного карася при температуре воды ниже 10 °C без кормления будет на два порядка величины меньше по сравнению со случаем радиоактивного загрязнения воды в летнее время в период интенсивного кормления рыбы при T = 22 °C. Это крайне важно для корректного прогнозирования загрязнения рыбы в осенне-зимне-весенний период при температуре воды менее 8 - 10 °C, когда некоторые рыбы перестают питаться.

Ключевые слова: ¹³⁷Cs, радиоэкология, *Carassius gibelio*, Чернобыльская авария, водные экосистемы, радиоактивное загрязнение, допустимые уровни, коэффициент накопления, скорость поступления радионуклида, скорость выведения радионуклида.

1. Вступление

Поступающие в водоемы радионуклиды включаются в биогеохимических кругооборот и наиболее эффективно накапливаются верхними трофическими уровнями, которыми в большинстве пресноводных экосистем являются рыбы - один из важных продуктов питания человека. Эти процессы приобретают особую актуальность на территориях, которые подверглись интенсивному радионуклидному загрязнению в результате аварийных ситуаций на предприятиях ядерного топливного цикла, таких как Кыштымская авария в 1957 г., аварии на ЧАЭС в 1986 г. и АЭС Фукусима-1 в 2011 г. [1 - 9]. Превышение допустимых уровней содержания радионуклидов в рыбе по сей день наблюдаются даже за пределами чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО) на расстояниях более 200 - 300 км от ЧАЭС. Поэтому экспериментальное изучение и математическое моделирование прогнозирования радио-

активного загрязнения рыб является важным вопросом для радиационной защиты населения из-за возможного превышения допустимых гигиенических нормативов содержания ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в рыбе [10 - 12].

Сезонные изменения содержания радиоактивных изотопов в рыбе могут зависеть от ряда абиотических и биотических факторов среды обитания. Эти изменения могут отражать различное содержание радиоактивных веществ в воде, связанное с сезонным изменением биологической активности организмов в водоеме. На сезонные различия в концентрации радиоизотопов в рыбе влияют изменения температурного режима, радиоактивного загрязнения корма, скорости метаболизма, режима кормления и многие другие факторы [2, 13].

При экспериментальном изучении поведения радионуклидов в водных экосистемах и оценке доз их облучения необходимо учитывать источ-

ники, геометрические характеристики водных организмов, энергетические и пространственные спектры излучения, различия в поведении и дозиметрических параметрах родительских и дочерних радионуклидов, динамику содержания радионуклидов в разных органах организма, факторы накопления, питания и видовые эколого-биологические особенности [14, 15]. В настоящее время в ЧЗО, как правило, дозы от внутреннего облучения организмов в наземных экосистемах превышают дозы от внешнего облучения [16], хотя для рыб наблюдается обратная картина из-за высоких уровней радиоактивного загрязнения донных отложений в зимовальных ямах [17]. Для оценки доз их внутреннего облучения в случае радиационных и ядерных аварий для целей радиационной защиты окружающей среды необходимы детальные знания динамики содержания радионуклидов в референтных организмах, которыми также являются рыбы [18].

Экспериментальное изучение радиоактивного загрязнения водных организмов в водоемах ЧЗО вблизи ЧАЭС было начато с середины лета 1986 г. [14]. Степень воздействия ионизирующего излучения на отдельные органы и в целом на животное зависит от величины и динамики содержания радионуклидов в организме. Некоторые из них, которые участвуют в процессах обмена быстро метаболизирующихся тканей, могут за короткое время выводиться из организма вместе с продуктами обмена. Таким образом, изотоп трития, который участвует в обмене с водой, практически полностью выводится из организма млекопитающих с мочой в течение нескольких недель. В то же время ^{45}Ca , ^{90}Sr , ^{32}P , радиоизотопы трансурановых элементов и другие, участвующие в формировании костей, могут практически не выводиться из организма животного в течение всей жизни [2].

Концентрация радионуклидов в водных организмах, как правило, превышает их содержание в воде, в которой они находятся. Величины равновесных коэффициентов накопления ^{137}Cs из воды в организм разных видов рыб в зависимости от содержания в воде макроаналога цезия - калия – хорошо изучены [11, 19 - 22]. В тканях и органах рыб уровень удельной активности радионуклидов может превышать в десятки, а иногда и в тысячи раз уровень их содержания в воде [11, 23 - 27]. В соответствии с действующими государственными гигиеническими нормативами в Украине ДР-2006 [12, 28] содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в питьевой воде не должно превышать $2 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ для каждого из радионуклидов. При таких уровнях загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr воды в водоеме, содержание их в свежей рыбе в целом может зна-

чительно превышать установленные в ДР-2006 150 и $35 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ соответственно [11, 24 - 26].

Изменение удельной активности ^{137}Cs в мышечных тканях рыб в зависимости от размера, массы и возраста особей, обусловленные разным рационом питания, скоростью метаболизма и т.п., называется «размерным эффектом». Данный эффект наблюдается как у хищных рыб (щука, окунь), так и мирных рыб, хотя в ряде случаев этот эффект является статистически незначимым [26, 29 - 32].

Поступление радионуклидов в организм рыб может осуществляться вместе с загрязненной пищей или непосредственно из воды через жабры и кожу. Долгое время не было единого мнения о превалировании механизмов поступления радиоизотопов цезия и стронция в организм рыб [33]. На протяжении последних нескольких десятилетий были проведены многочисленные исследования накопления радиоизотопов цезия у рыб как в лаборатории, так и в полевых условиях, которые показали, что основным является «пищевой» путь поступления этих радиоизотопов в организм рыб с относительно низкими скоростями поступления непосредственно через жабры и кожу [34, 35]. Однако многие виды рыб, обитающие в Украине, такие как серебряный карась (*Carassius gibelio*), при температуре воды менее $8 - 10 \text{ }^\circ\text{C}$ с октября по март перестают питаться [36]. В случае загрязнения водоемов в это время основным путем поступления радиоизотопов цезия может быть не с кормом, а непосредственно из воды. При этом скорость выведения активности ^{137}Cs из организма серебряного карася $k_b = 0,0016 \pm 0,0006 \text{ сут}^{-1}$ ($T_{1/2} = \ln(2)/k_b = 433 \pm 162 \text{ сут}$) при температуре воды $5 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ будет в 5,5 раза ниже по сравнению со скоростью выведения при температуре воды $22 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ – $k_b = 0,0089 \pm 0,0005 \text{ сут}^{-1}$ ($T_{1/2} = 78 \pm 4 \text{ сут}$) [37]. Всем этим будет обусловлена принципиально иная динамика и уровни радиоактивного загрязнения рыбы в случае поступления радионуклидов в водоемы при разной температуре воды в зимнее и летнее время. При этом практически полностью отсутствуют экспериментальные данные о скорости поступления ^{137}Cs в организм рыбы непосредственно из воды при разной температуре.

Целью настоящей работы было экспериментальное определение скорости поступления ^{137}Cs непосредственно из воды в организм серебряного карася (*Carassius gibelio*) при разной температуре.

2. Материалы и методы

2.1. Проведение экспериментов

Предметом исследования в данной работе были серебряные караси (*Carassius gibelio*) массой 5 - 20 г (табл. 1). Экспериментальное изучение динамики поступления ^{137}Cs в организм рыб непосредственно из воды проводилось в серии лабораторных аквариумных экспериментов при удельной активности воды $1 \text{ кБк}\cdot\text{л}^{-1}$ и температуре 5 ± 1 , 12 ± 1 и 22 ± 1 °С. Серебряные караси были отобраны в сентябре - октябре 2017 - 2018 гг. из водоема около с. Ровжи в пригороде Киева (N 50,663383°, E 30,722267°). Удельная активность ^{137}Cs в рыбе была меньше минимально детектируемой активности (10 Бк/кг). Перед началом эксперимента была измерена масса всех живых рыб. В каждый аквариум помещалось по 7 рыб. Длина рыб измерялась от начала головы до конца хвоста. В аквариуме AF9 объемом 27 л и

AF7 объемом 9 л на протяжении всего эксперимента в 2018 г. поддерживалась с помощью терморегуляторов температура 22 ± 1 °С и 12 ± 1 °С, соответственно (см. табл. 1). Рыбы в этих аквариумах 2 раза в неделю получали по 0,5 г корма «Nutra Olimpic» фирмы Skretting норвежского производства с размером гранул 1,5 мм. Для этого на 30 мин рыбы пересаживались в аквариумы объемом 9 л с чистой водой с целью предохранения радиоактивного загрязнения корма и поступления ^{137}Cs в организм рыб с кормом. Аквариумы A2 в 2018 г. и A6-A8 в 2017 г. объемом по 9 л помещались в холодильник, и серебряные караси на протяжении всего эксперимента были без питания при температуре 5 ± 1 °С, так как при температуре воды менее 8 - 10 °С в естественных условиях Украинского Полесья серебряные караси перестают питаться [36]. В аквариумах A6 - A8 исходное содержание калия в воде изменялось от 0,2 до $20 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (см. табл. 1).

Таблица 1. Условия проведения аквариумных экспериментов и средние параметры рыб на начало экспериментов ($m \pm \text{std}$, $N = 7$)

Аквариум	Температура воды, °С	Продолжительность эксперимента t_{max} , сут	Содержание калия в воде, $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$	Потребление «чистого» корма, $\text{г}\cdot\text{сут}^{-1}$	Масса рыб, г	Длина рыб, см
A2	5 ± 1	122,9	2	0	18 ± 2	$11,3 \pm 0,9$
AF7	12 ± 1	62	2	0,14	12 ± 2	$9,5 \pm 0,5$
AF9	22 ± 1	138	2	0,14	15 ± 2	$10,0 \pm 0,5$
A6	5 ± 1	21,1	0,2	0	$5,6 \pm 1,5$	$7,5 \pm 0,5$
A7	5 ± 1	21,1	2	0	$5,4 \pm 0,4$	$7,4 \pm 0,4$
A8	5 ± 1	21,1	20	0	$5,2 \pm 1,1$	$7,2 \pm 0,5$

Вода для всех аквариумов, близкая по химическому составу воде оз. Глубокое в ЧЗО ($^{39}\text{K} - 1,4 \pm 0,5 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$; $^{44}\text{Ca} - 30 \pm 1 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$; $^{88}\text{Sr} - 0,11 \pm 0,04 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$; $^{133}\text{Cs} - 5 \pm 3 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$), с содержанием ^{137}Cs меньше $0,01 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ всегда бралась из одного и того же естественного пойменного озера около р. Днепр в районе с. Козин (N 50,224737°, E 30,670096°) с содержанием калия $2 \pm 1 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Вода в аквариуме A6 разбавлялась дистиллированной водой до десятикратного уменьшения содержания калия до $0,2 \text{ мг/л}$, а в аквариум A8 добавлялся раствор KCl для десятикратного увеличения концентрации калия в воде до 20 мг/л . После двухнедельной адаптации рыб к условиям обитания в аквариумах для изучения поступления радионуклидов непосредственно из воды в организм рыб в воду всех аквариумов был добавлен раствор $^{137}\text{CsCl}$ из расчета $1 \text{ кБк}\cdot\text{л}^{-1}$. Во время измерения содержания ^{137}Cs в организме рыб через каждые 5 - 15 сут для контроля также проводились измерения удельной активности воды в аквариумах, которые в зависимости от полученных результатов

корректировались путем добавления чистой воды и необходимого количества раствора $^{137}\text{CsCl}$ до уровня $1 \text{ Бк}\cdot\text{мл}^{-1}$. Контроль температуры в аквариумах проводился ежедневно с помощью погруженных в воду термометров и терморегуляторов с точностью $0,1$ °С. Вода во всех аквариумах постоянно фильтровалась с помощью погружных фильтров (фильтры очищались раз в неделю) и подавался воздух. Смена воды во всех аквариумах проводилась 1 раз в месяц.

2.2. Измерение активности ^{137}Cs в образцах

На протяжении экспериментов проводились прижизненные измерения активности ^{137}Cs в живых карасях через каждые 5 - 15 сут для получения динамики его накопления из воды. После окончания всех экспериментов были отобраны пробы тканей у каждой из рыб для измерения удельной активности в них ^{137}Cs с целью получения средних значений и стандартных квадратичных отклонений ($m \pm \text{std}$, $N = 7$).

Измерения активности ^{137}Cs в живой рыбе, воде аквариумов после внесения ^{137}Cs и перед ее

заменой, а также образцах мышечной ткани, кожи, жабр и кишечника рыб проводили в пластиковых емкостях (сосудах Маринелли объемом 1 л для живой рыбы и воды, а также виалах объемом 100 мл для воды из аквариумов и около 10 см³ для образцов органов рыб) на γ -спектрометрическом комплексе ADCAM-300 с многоканальным анализатором ASPEC-927 (программное обеспечение GammaVision 32) и с детектором из сверхчистого германия GEM-30185 фирмы «EG & G ORTEC» (США) с энергетическим разрешением 1,78 кэВ по линии ^{60}Co 1,33 МэВ в низкофоновой пассивной защите. Для измерения активности ^{137}Cs в живых рыбах 7 рыб из каждого аквариума помещались в сосуд Маринелли с температурой воды, аналогичной аквариуму, из которого была взята рыба. При измерении активности ^{137}Cs в рыбе из аквариумов А2 и А6 - А8 при температуре 5 ± 1 °С в сосуд Маринелли также добавляли по 2 кусочка льда для поддержания необходимой температуры во время проведения измерений. Суммарная масса воды и рыбы доводилась водой до 1000 г. Измерение скорости счета γ -квантов в фотопике полного поглощения при энергии 661,6 кэВ (I_f , имп·с⁻¹) проводилось в течение 1000 - 2000 с. Многократные повторности измерений скоростей счета от живой рыбы в фотопике полного поглощения показали, что разбросы измерений за счет разного положения рыбы в сосуде Маринелли во время измерений не превышали 20 %. Массу рыбы оценивали по разнице массы сосуда Маринелли с водой и рыбой и без нее.

После окончания эксперимента и измерения активности ^{137}Cs в образцах рыбы (A_f , Бк) была получена корреляционная зависимость между ней и скоростью счета импульсов в фотопике полного поглощения при энергии 661,6 кэВ (I_f , имп·с⁻¹) для каждой группы рыб в каждом аквариуме.

Для измерения активности ^{137}Cs в воде и отобранных образцах рыбы использовали калибровочные эталонные источники с известной активностью при той же геометрии.

Масса образцов воды измерялась на весах PFB-2000-2 (KERN, Германия) с точностью до 0,01 г и образцов тканей рыбы на весах AD200 (AXIS, Польша) с точностью до 0,001 г.

2.3. Математическое моделирование поступления радионуклидов в организм рыб

Изменение удельной активности радионуклида в организме рыб $C_f(t)$, как правило, в рамках двухкамерной модели описывают линейным дифференциальным уравнением [30, 35, 37]

$$\frac{dC_f}{dt} = (k_f + k_w)C_w - (k_b + \lambda)C_f, \quad (1)$$

где $C_w(t)$ и $C_f(t)$ удельная активность ^{137}Cs в воде и мышечной ткани рыбы (Бк·кг⁻¹) в момент времени t (сут); k_f и k_w – скорость поступления ^{137}Cs в рыбу с кормом и из воды (сут⁻¹); k_b – скорость выведения ^{137}Cs из организма рыбы (сут⁻¹); $\lambda = 6,3 \cdot 10^{-5}$ сут⁻¹ – постоянная радиоактивного распада ^{137}Cs .

В случае отсутствия кормления ($k_f = 0$) поступление ^{137}Cs в рыбу будет происходить из воды. В этом случае при содержании ^{137}Cs в рыбе в начальный момент $C_f(0) = 0$ решение уравнения (1) будет иметь вид

$$C_f(t) = \frac{k_w \cdot C_w}{(k_b + \lambda)} (1 - \exp(-(k_b + \lambda)t)). \quad (2)$$

В начальный момент времени при малых значениях $(k_b + \lambda) \cdot t$ уравнение (2) может быть аппроксимировано линейной зависимостью

$$C_f(t) \cong k_w \cdot C_w \cdot t, \quad C_f(t) / C_w \cong k_w \cdot t, \quad (3)$$

а равновесное значение удельной активности радионуклида в рыбе при $t \rightarrow \infty$ будет равно

$$C_f(t) = \frac{k_w \cdot C_w}{(k_b + \lambda)}. \quad (4)$$

3. Результаты и обсуждение

Основные параметры проведения экспериментов и удельная активность ^{137}Cs в рыбе на момент окончания экспериментов приведены в табл. 1 и 2 соответственно. Результаты измерений динамики содержания ^{137}Cs в рыбе представлены на рис. 1 и 2. Масса карасей в аквариуме А2 при температуре воды 5 °С без кормления уменьшилась приблизительно на 15 % за время эксперимента (123 сут), в аквариуме АF7 и АF9 масса рыб уменьшилась на 20 - 25 % за время эксперимента (62 и 138 сут), а в аквариумах А6 - А8 достоверно не изменилась за 21 сут при температуре 5 °С.

Величина скорости поступления ^{137}Cs в мышечную ткань серебряного карася из воды (k_w) с содержанием калия 2 мг·л⁻¹ при температуре $T = 5 \pm 1$ °С (А2 и А7) и $T = 12 \pm 1$ °С (АF7) достоверно не отличалась и составляла $0,045 \pm 0,001 - 0,049 \pm 0,004$ сут⁻¹ вне зависимости от режима кормления (табл. 2, рис. 1 и 2). При аналогичном содержании калия в воде и температуре $T = 22 \pm 1$ °С (АF9) скорость поступления радиоцезия в мышечную ткань карася была

$k_w = 0,062 \pm 0,006 \text{ сут}^{-1}$ (см. табл. 2, рис. 1). Незначительное увеличение скорости поступления ^{137}Cs в рыбу может быть связано не непосредственно с ростом температуры воды с 5 - 12 до 22 °С, а небольшим добавочным поступлением радиоце-

зия в организм карасей с радиоактивно загрязненной пищей – водорослями, образующимися на стенках аквариума при температуре воды 22 °С и высоким содержанием в ней ^{137}Cs – 1 кБк·л⁻¹.

Таблица 2. Удельная активность ^{137}Cs в рыбе ($C_f(t_{max})$, ($m \pm std$, $n = 7$) на момент окончания экспериментов и скорость поступления ^{137}Cs в мышечную ткань серебряного карася (k_w) (R – коэффициент корреляции)

Аквариум	Температура, °С	Содержание K^+ в воде, мг·л ⁻¹	$C_f(t_{max})$, кБк/кг				k_w , сут ⁻¹	R^2
			Мышцы	Кожа	Жабры	Кишечник		
A2	5 ± 1	2	5,7 ± 0,8	4,4 ± 0,5	6,2 ± 0,5	12,2 ± 1,0	0,045 ± 0,001	0,99
AF7	12 ± 1	2	2,7 ± 0,8	—*	—*	—*	0,046 ± 0,002	0,99
AF9	22 ± 1	2	8,0 ± 3,1	—*	—*	—*	0,062 ± 0,006	0,97
A6	5 ± 1	0,2	1,5 ± 0,3	2,5 ± 0,4	3,2 ± 0,5	2,0 ± 0,4	0,071 ± 0,004	0,96
A7	5 ± 1	2	1,0 ± 0,2	1,5 ± 0,4	2,7 ± 0,6	2,5 ± 0,4	0,049 ± 0,004	0,93
A8	5 ± 1	20	0,9 ± 0,2	1,6 ± 0,3	2,3 ± 0,5	1,8 ± 0,2	0,037 ± 0,003	0,94

* Измерения не проводились.

При уменьшении содержания калия в воде аквариума А6 до 0,2 мг·л⁻¹ скорость поступления ^{137}Cs в рыбу из воды увеличивалась почти в 2 раза до величины $k_w = 0,071 \pm 0,004 \text{ сут}^{-1}$, а при увеличении содержания калия в воде (А8) в 10 раз до 20 мг/л незначительно уменьшалась до $k_w = 0,037 \pm 0,003 \text{ сут}^{-1}$ (см. табл. 2, рис. 2). Значительное увеличение поступления цезия в орга-

низм рыбы (почти в 2 раза) при снижении концентрации калия до 0,2 мг/л может быть связано как с уменьшением содержания калия в воде, так и других одновалентных катионов. Однако следует отметить, что эти результаты носят качественный характер, так как во время экспериментов содержание калия в воде аквариума А6 увеличивалось за счет его поступления из рыб в воду.

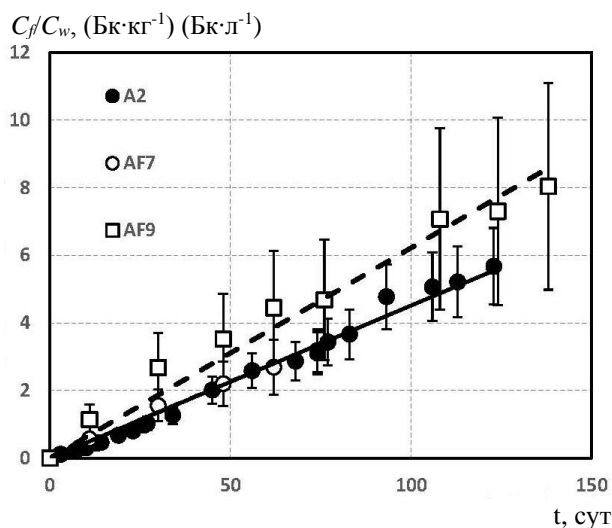


Рис. 1. Относительная динамика накопления ^{137}Cs в мышечной ткани серебряного карася (отношение удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани рыб $C_f(t)$ к его удельной активности в воде C_w) при температуре воды 5 ± 1 °С без кормления (А2), температуре воды 12 ± 1 (AF7) и 22 ± 1 °С (AF9) с кормлением «чистым» кормом, а также соответствующие им линейные зависимости.

Полученные нами результаты показывают, что средневзвешенная скорость поступления радиоцезия непосредственно из воды с содержанием калия 2 мг·л⁻¹ в мышечную ткань серебряного карася при температуре 5 - 22 °С составляет

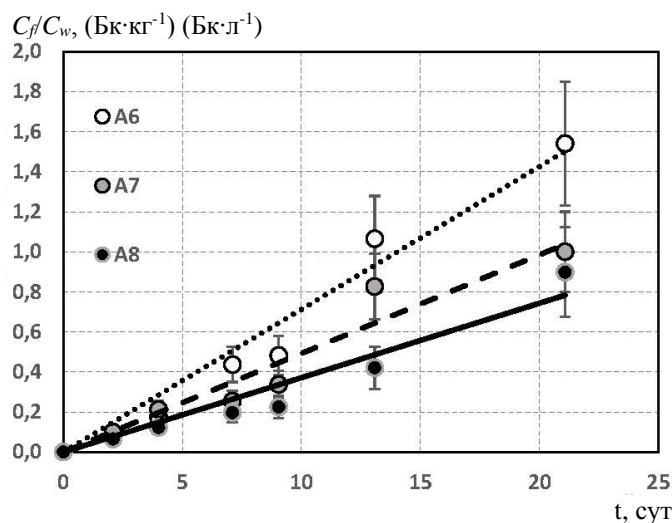


Рис. 2. Относительная динамика накопления ^{137}Cs в мышечной ткани серебряного карася (отношение удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани рыб $C_f(t)$ к его удельной активности в воде C_w) при температуре воды 5 ± 1 °С без кормления и соответствующие им линейные зависимости при разном содержании калия в воде аквариумов в начале эксперимента: А6 – 0,2 мг·л⁻¹; А7 – 2 мг·л⁻¹ и А8 – 20 мг·л⁻¹.

$k_w = 0,046 \pm 0,002 \text{ сут}^{-1}$, что в сотни раз меньше по сравнению со средней скоростью поступления с кормом в естественных условиях ЧЗО ($k_f = 11,4 \pm 2,6 \text{ сут}^{-1}$) [37]. Несмотря на это, полученные оценки k_w крайне важны для прогнозирования

загрязнения рыбы в осенне-зимне-весенний период при температуре воды менее 10°C , когда некоторые рыбы перестают питаться ($k_f = 0$).

При температуре воды 5 и 22°C скорость выведения ^{137}Cs из организма серебряного карася составляет $k_b = 0,0016 \pm 0,0006 \text{ сут}^{-1}$ и $k_b = 0,0089 \pm 0,0005 \text{ сут}^{-1}$ соответственно [37]. Следовательно, равновесный коэффициент накопления ^{137}Cs ($\lambda = 6,3 \cdot 10^{-5} \text{ сут}^{-1}$) непосредственно из воды в мышечную ткань рыб при отсутствии поступления радиоцезия с кормом ($k_f = 0$) при $k_w = 0,045 \pm 0,001 \text{ сут}^{-1}$ ($T = 5^\circ\text{C}$) и $k_w = 0,062 \pm 0,006$ ($T = 22^\circ\text{C}$) будут равны (уравнение (4)):

$$CF = \frac{C_f}{C_w} \approx \frac{(k_w)}{k_b + \lambda} = 27 \pm 13 \text{ и } 7 \pm 2. \quad (5)$$

Полученные значения равновесных коэффициентов накопления ^{137}Cs в организме серебряного карася непосредственно из воды при температуре 5°C (27 ± 13) и 22°C (7 ± 2) при отсутствии поступления радиоцезия с кормом (уравнение (5)) в десятки и сотни раз меньше по сравнению с реальными равновесными CF в водое-

мах ЧЗО, изменяющимися от 600 до 1200 за счет преобладающего поступления ^{137}Cs с пищей [16, 26, 31]. Таким образом, при содержании ^{137}Cs в воде оз. Глубокое в ЧЗО в 2016 - 2017 гг. $C_w = 3,3 \pm 0,7 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ загрязнение мышечной ткани серебряного карася за счет непосредственного поступления ^{137}Cs из воды будет менее $100 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$, при реальном содержании в мышечной ткани рыб $2000 - 8000 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ [16, 26, 31, 37]. В этом случае, при обеспечении питания рыбы чистыми кормами, даже в одном из наиболее радиоактивно загрязненных водоемов в ЧЗО – оз. Глубокое можно снизить содержание ^{137}Cs в мышечной ткани рыб ниже допустимого уровня ДР-2006 ($150 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$) [12, 28].

Таким образом, в случае радиоактивного загрязнения закрытых водоемов в летнее и осенне-зимне-весеннее время (ноябрь – март) динамика загрязнения рыбы в Украине будет сильно отличаться. После радиоактивных выпадений изменения удельной активности воды в озерах может быть описано двухэкспоненциальной зависимостью. В этом случае уравнение (1) примет следующий вид [30, 35]:

$$\frac{dC_f}{dt} = (k_f + k_w) \cdot C_w(t=0) \cdot [a \cdot \exp(-k_1 \cdot t) + (1-a) \cdot \exp(-k_2 \cdot t)] - (k_b + \lambda) C_f, \quad (6)$$

при $C_f(t=0) = 0$ решение этого уравнения, рекомендуемое в работе [30] для описания динамики радионуклидного загрязнения рыбы, будет иметь вид

$$C_f(t) = \frac{(k_f + k_w) \cdot C_w(0) \cdot a}{(k_b + \lambda - k_1)} (e^{-k_1 t} - e^{-(k_b + \lambda)t}) + \frac{(k_f + k_w) \cdot C_w(0) \cdot (1-a)}{(k_b + \lambda - k_2)} (e^{-k_2 t} - e^{-(k_b + \lambda)t}). \quad (7)$$

Для водоемов Украины после Чернобыльской аварии при содержании калия в воде около $2 - 3 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ параметры уменьшения удельной активности ^{137}Cs в воде закрытых водоемов в уравнениях (6) и (7) были равны [30]: $k_1 = 0,18 \text{ сут}^{-1}$, $k_2 = 0,00081 \text{ сут}^{-1}$, $a = 0,976$.

При использовании полученных нами параметров скорости поступления ^{137}Cs в организм серебряного карася из воды с содержанием калия $2 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ($k_w = 0,045 \pm 0,001 \text{ сут}^{-1}$ – табл. 2, рис. 1) и выведения ^{137}Cs ($k_b = 0,0016 \pm 0,0006 \text{ сут}^{-1}$ [37]) при температуре $T = 5 \pm 1^\circ\text{C}$ без кормления ($k_f = 0 \text{ сут}^{-1}$) динамика и уровни радиоактивного загрязнения рыбы в случае загрязнения озер в осенне-зимне-весенний период (ноябрь - март) будут принципиально отличаться от радиоактивного загрязнения водоемов в весенне-летне-осеннего периода (май - сентябрь) при температуре воды около 22°C ($k_w = 0,062 \pm 0,006 \text{ сут}^{-1}$ – табл. 2, рис. 1; $k_b = 0,0090 \pm 0,0005 \text{ сут}^{-1}$ и $k_f = 11,4 \pm 2,6 \text{ сут}^{-1}$ [37] – рис. 3).

Удельная активность, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$

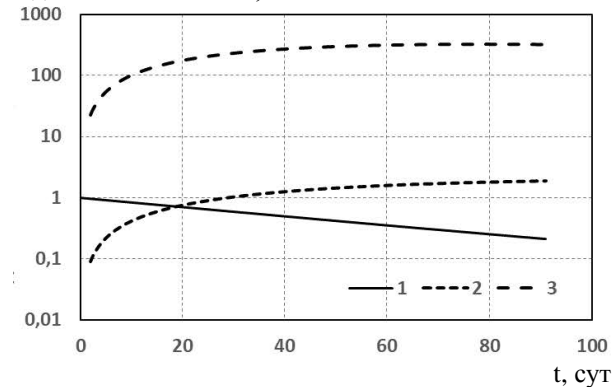


Рис. 3. Динамика удельной активности ^{137}Cs : 1 – в воде закрытых водоемов (при $C_w(t=0) = 1 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$); 2 и 3 – в мышечной ткани серебряного карася ($C_f(t)$, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$) при температуре воды $T = 5 \pm 1^\circ\text{C}$ и $T = 22 \pm 1^\circ\text{C}$ соответственно.

На рис. 3 приведена динамика удельной активности ^{137}Cs в воде закрытых водоемов при начальном уровне загрязнения $C_w(t=0) = 1 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ и рассчитанная с помощью уравнения (7) удель-

ная активность в мышечной ткани серебряных карасей $C_f(t)$ при температуре воды $T = 5 \pm 1$ °C и $T = 22 \pm 1$ °C. Отличия в этом случае удельной активности ^{137}Cs в организме рыб на протяжении трех зимних и трех летних месяцев будут составлять два порядка величины, что существенно отличается от динамики поступления радиоизотопов цезия в рыбу при температуре 7 - 17 °C в работе [35]. Следовательно, если ^{137}Cs попадет в закрытый водоем в осенне-весенний период при $T < 8 - 10$ °C при отсутствии кормления карасей, то превышение допустимого содержания ^{137}Cs в мышечной ткани ($150 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$) не будет наблюдаться до момента начала кормления в весеннее время при начальной средней удельной активности воды до $80 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$. В случае загрязнения водоема в летнее время при интенсивном питании рыбы уже при содержании ^{137}Cs в воде более $0,5 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ будет превышен допустимый уровень (см. рис. 3) [12, 28].

4. Выводы

Экспериментально получены значения скоростей поступления ^{137}Cs в организм серебряного карася (*Carassius gibelio*) при разном режиме кормления непосредственно из воды с содержанием калия около $2 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ при температуре 5 ± 1 , 12 ± 1 и 22 ± 1 °C (от $k_w = 0,045 \pm 0,001 \text{ сут}^{-1}$ до $k_w = 0,062 \pm 0,006 \text{ сут}^{-1}$, см. табл. 2, рис. 1).

При уменьшении содержания калия в воде (см. табл. 2, рис. 2) до $0,2 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ без кормления рыбы при температуре 5 ± 1 °C скорость поступления ^{137}Cs в рыбу из воды увеличивалась почти в 2 раза до величины $k_w = 0,071 \pm 0,004 \text{ сут}^{-1}$, а при увеличении содержания калия в воде в 10 раз до $20 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ незначительно уменьшалась до $k_w = 0,037 \pm 0,003 \text{ сут}^{-1}$.

Скорость поступления радиоцезия (k_w) непосредственно из воды в мышечную ткань серебряного карася при температуре 5 - 22 °C в сотни раз меньше по сравнению со средней скоростью

поступления с кормом в естественных условиях ЧЗО ($k_f = 11,4 \pm 2,6 \text{ сут}^{-1}$) [37]. Это крайне важно для корректного прогнозирования загрязнения рыбы в осенне-зимне-весенний период при температуре воды менее 10 °C, когда некоторые виды рыб перестают питаться ($k_f = 0$).

Значения равновесных коэффициентов накопления ^{137}Cs в организме серебряного карася при температуре воды 5 °C ($CF = 27 \pm 13$) и 22 °C ($CF = 7 \pm 2$) при отсутствии поступления радионуклидов с кормом непосредственно из воды в десятки и сотни раз меньше по сравнению с реальными равновесными CF в водоемах ЧЗО, изменяющимися от 600 до 1200. Это позволяет при обеспечении питания рыбы «чистыми» кормами даже в наиболее радиоактивно загрязненных водоемах ЧЗО получать продукцию с содержанием ^{137}Cs ниже допустимого уровня ДР-2006.

Показано, что динамика и уровни радиоактивного загрязнения рыбы в случае загрязнения закрытых водоемов в осенне-зимне-весенний период (ноябрь - март) при температуре воды ниже 10 °C и при отсутствии кормления будут более чем на два порядка величины отличаться от случая радиоактивного загрязнения водоемов в весенне-летне-осенний период (май - сентябрь) при интенсивном питании рыбы.

Авторы выражают благодарность НУБиП Украины за поддержку настоящей работы в рамках темы 110/1-пр-2019 «Установление предельно допустимых концентраций радионуклидов в водоемах на основе метаболизма цезия и стронция у рыб» и гранта СРЕА-2015/10108 Норвежского центра международного сотрудничества в области образования / the Norwegian Centre for International Cooperation in Education (SiU) «Joint Ukrainian-Norwegian Education Programme in Environmental Radioactivity». Эти исследования также были частично поддержаны в рамках проекта № 223268/F50 Norwegian Research Council through its Centre of Excellence (CoE).

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. A.I. Kryshev. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. *Journal of Environmental Radioactivity* 64 (2003) 67.
2. I. Outola, M. Rask. Effect of liming on the behaviour of ^{90}Sr and ^{137}Cs in a lake ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 102(8) (2011) 719.
3. J.E. Pinder et al. Cesium accumulation by fish following acute input to lakes: a comparison of experimental and Chernobyl-impacted systems. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 456.
4. J.T. Smith, N.A. Beresford. *Chernobyl: Catastrophe and Consequences* (UK, Praxis Publishing Ltd, Chichester, 2005) 309 p.
5. V. Kashparov et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)* 10 (2018) 339.
6. V. Kashparov et al. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209 (2019) 106025.
7. B. Salbu et al. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 186 (2018) 101.
8. T. Wada et al. Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima:

- An overview of monitoring results. *Journal of Environmental Radioactivity* 151 (2016) 144.
9. T. Wada et al. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity* 204 (2019) 132.
 10. *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation. Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment"* (Vienna, IAEA, 2006) 166 p.
 11. Ю.В. Хомутигин, В.А. Кашпаров, А.В. Кузьменко. Зависимость коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 51(3) (2011) 374.
 12. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
 13. N. Fuller et al. Does Chernobyl-derived radiation impact the developmental stability of *Asellus aquaticus* 30 years on? *Sci. Total Environ.* 576 (2017) 242.
 14. I.I. Kryshev, T.G. Sazykina. Assessment of radiation doses to aquatic organisms in the Chernobyl contaminated area. *Journal of Environmental Radioactivity* 28 (1995) 91.
 15. A.I. Kryshev, T.G. Sazykina, Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 108 (2012) 9.
 16. E. Kashparova et al. A dose rate causes no fluctuating asymmetry indexes changes in silver birch (*Betula pendula* (L.) Roth.) leaves and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Radioactivity* 211 (2020) 105731.
 17. A.Ye. Kaglyan et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiological Journal* 55 (2019) 81.
 18. Environmental Protection: The Concept and Use of Reference Animals and Plants. *ICRP Publication 108. Ann. ICRP* 38 (4-6) (2008) 242 p.
 19. E. Dagher et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* 126 (2012) 299.
 20. L. Konovalenko et al. Evaluation of factors influencing accumulation of stable Sr and Cs in lake and coastal fish. *Journal of Environmental Radioactivity* 160 (2016) 64.
 21. S.C. Sheppard, Review of "Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments". *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2010) 217.
 22. *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616* (Vienna, IAEA, 2009) 622 p.
 23. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Fresh-Water Environments. IAEA-TRS-472* (Vienna, IAEA, 2010) 194 p.
 24. S. Fesenko et al. Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies. *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011) 8.
 25. T. Yankovich et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* 126 (2013) 299.
 26. А.Е. Каглян и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб чернобыльской зоны отчуждения. *Ядерна фізика та енергетика*. 13(3) (2012) 306.
 27. N.A. Beresford et al. A new approach to predicting environmental transfer of radionuclides to wildlife: A demonstration for freshwater fish and caesium. *Sci. Total Environ.* 463-464 (2013) 284.
 28. Про затвердження Державних гігієнічних нормативів «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді». *МОЗ України. Наказ № 256 від 03.05.2006.*
 29. A. Broberg, E. Andersson. Distribution and circulation of Cs-137 in lake ecosystems. In: *The Chernobyl Fallout in Sweden*. Ed. L. Moberg (The Swedish Radiation Protection Institute, 1991) p. 151.
 30. J.T. Smith et al. Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the "size effect". *Journal of Environmental Radioactivity* 62 (2002) 145.
 31. Н.А. Ненашев и др. Накопление ^{137}Cs ихтиофауной различных водоемов ПГРЭЗ. Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Под общ. ред. Ю. И. Бондаря (Минск: Белорусское отделение российско-белорусского информационного центра, РНИУП «Институт радиологии», 2013) 353 с.
 32. Ю.В. Хомутигин, В.А. Кашпаров. Оптимизация отбора проб для оценки удельной активности и коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr рыбой. *Ядерна фізика та енергетика* 17(2) (2016) 189.
 33. А.Г. Пакуло. Роль воды и корма в поступлении ^{137}Cs в организм рыб. *Радиология водных организмов* 2 (1973) 136.
 34. M.E. Naque. Developing a food web-based transfer factor of radiocaesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. *Journal of Environmental Radioactivity* 172 (2017) 191.
 35. J.T. Smith. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by fish. *Sci. Total Environ.* 368 (2006) 502.
 36. Ю.В. Мовчан, А.І. Смірнов. *Фауна України. Руби. Том 8. Вип. 2. Коропів. Част. 2.* (К: Наук. думка, 1983) 360 с.
 37. Е.В. Кашпарова и др. Динамика выведения ^{137}Cs из организма серебряного карася (*Carassius gibelio*) при разной температуре воды. *Ядерна фізика та енергетика* 20(4) (2019) 411.

**О. В. Кашпарова^{1,2,*}, Х.-К. Теиен², С. Е. Левчук¹, В. П. Процак¹, К. Д. Корепанова^{1,3},
Б. Салбу², І. І. Ібатуллін¹, В. О. Кашпаров^{1,2}**

¹ Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології

Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна

² Центр радіоактивності навколишнього середовища, Норвезький університет природничих наук, Ос, Норвегія

³ Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр», Чорнобиль, Україна

*Відповідальний автор: elena.kashparova@gmail.com

ДИНАМІКА НАДХОДЖЕННЯ ¹³⁷Cs З ВОДИ В ОРГАНІЗМ СРІБНОГО КАРАСЯ (*CARASSIUS GIBELIO*)

У серії акваріумних експериментів були отримані швидкості надходження ¹³⁷Cs в організм срібного карася (*Carassius gibelio*) з води з вмістом калію 2 мг·л⁻¹ при температурі води $T = 5$ °C без годування ($k_w = 0,045 \pm 0,001$ доби⁻¹), при $T = 12$ °C з годуванням ($0,046 \pm 0,002$ доби⁻¹) і при $T = 22$ °C з годуванням ($0,062 \pm 0,006$ доби⁻¹). Отримані результати показали, що швидкості надходження ¹³⁷Cs в рибу з води за відсутності і при годуванні достовірно не відрізнялися при різній температурі води ($T = 5 - 22$ °C) і були на два порядки величин менше порівняно зі швидкістю надходження ¹³⁷Cs в організм срібного карася з радіоактивно забрудненим кормом у зоні відчуження ЧАЕС ($11,4 \pm 2,6$ доби⁻¹). Це дозволяє при забезпеченні харчування риби чистими кормами навіть у найбільш радіоактивно забруднених водоймах зони відчуження отримувати продукцію з вмістом ¹³⁷Cs нижче допустимого рівня (150 Бк·кг⁻¹). При зменшенні вмісту калію у воді з 2 до 0,2 мг·л⁻¹ без годування риби при температурі 5 ± 1 °C швидкість надходження ¹³⁷Cs в рибу з води збільшувалася в 1,6 раза, а при збільшенні вмісту калію у воді в 10 разів до 20 мг·л⁻¹ незначно зменшувалася в 1,2 раза. Питома активність ¹³⁷Cs у м'язовій тканині срібного карася при температурі води нижче 10 °C при відсутності годування буде на два порядки величин менше порівняно з випадком радіоактивного забруднення води в літній час, у період інтенсивного годування риби при $T = 22$ °C. Це вкрай важливо для коректного прогнозування забруднення риби в осінньо-зимово-весняний період при температурі води менше 8 - 10 °C, коли деякі риби перестають харчуватися.

Ключові слова: ¹³⁷Cs, радіоекологія, *Carassius gibelio*, Чорнобильська аварія, водні екосистеми, радіоактивне забруднення, допустимі рівні, коефіцієнти накопичення, швидкість надходження радіонукліда, швидкість виведення радіонукліда.

**О. V. Kashparova^{1,2,*}, H.-C. Teien², S. E. Levchuk¹, V. P. Protsak¹, K. D. Korepanova^{1,3},
B. Salbu², I. I. Ibatullin¹, V. O. Kashparov^{1,2}**

¹ Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, National University of Life and Environment Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

² Center for Environmental Radioactivity, Norwegian University of Life Sciences, Ås, Norway

³ State Specialized Enterprise "Ecocenter", Chernobyl, Ukraine

*Corresponding author: elena.kashparova@gmail.com

DYNAMICS OF ¹³⁷Cs UPTAKE FROM WATER TO PRUSSIAN CARP (*CARASSIUS GIBELIO*)

The rate constants of ¹³⁷Cs uptake in Prussian carp (*Carassius gibelio*) from the water with a potassium content of 2 mg·L⁻¹ at $T = 5$ °C without feeding ($k_w = 0.045 \pm 0.001$ day⁻¹), at $T = 12$ °C with «clean» feeding (0.046 ± 0.002 day⁻¹) and at $T = 22$ °C with «clean» feeding (0.062 ± 0.006 day⁻¹) were obtained in a series of aquarium experiments. The results showed that rates of ¹³⁷Cs uptake in fish from water without and with feeding did not significantly differ at different temperatures of water ($T = 5 - 22$ °C) and were two orders of magnitude lower than the rate constants of ¹³⁷Cs uptake in Prussian carp with feed in Chernobyl exclusion zone (11.4 ± 2.6 day⁻¹). This makes it possible to obtain products with ¹³⁷Cs content below the permissible level (150 Bq·kg⁻¹) while providing fish with clean feeds even in the most radioactively contaminated reservoirs of the exclusion zone. A decrease in the potassium content in water from 2 to 0.2 mg·L⁻¹ (no feeding, $T = 5 \pm 1$ °C) resulted in an increase in the rate of ¹³⁷Cs uptake into the fish from the water by 1.6 times. An increase in the potassium content in water by 10 times up to 20 mg L⁻¹ resulted just in a decrease of 20 % in the rate. The levels of ¹³⁷Cs activity concentration in fish in contaminated water at temperatures below 10 °C will be two orders of magnitude lower compared to radioactive contamination of water in the summer season ($T = 22$ °C). This is extremely important for the correct prediction of fish contamination in the autumn-winter-spring period at a water temperature of less than 10 °C when some fish stop feeding.

Keywords: ¹³⁷Cs, radioecology, *Carassius gibelio*, the Chernobyl accident, water ecosystems, radioactive contamination, permissible levels, concentration factor, rate constant of uptake, rate constant of excretion.

REFERENCES

1. A.I. Kryshev. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. *Journal of Environmental Radioactivity* 64 (2003) 67.
2. I. Outola, M. Rask. Effect of liming on the behaviour of ^{90}Sr and ^{137}Cs in a lake ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 102(8) (2011) 719.
3. J.E. Pinder et al. Cesium accumulation by fish following acute input to lakes: a comparison of experimental and Chernobyl-impacted systems. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 456.
4. J.T. Smith, N.A. Beresford. *Chernobyl: Catastrophe and Consequences* (UK, Praxis Publishing Ltd, Chichester, 2005) 309 p.
5. V. Kashparov et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)* 10 (2018) 339.
6. V. Kashparov et al. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209 (2019) 106025.
7. B. Salbu et al. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 186 (2018) 101.
8. T. Wada et al. Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: An overview of monitoring results. *Journal of Environmental Radioactivity* 151 (2016) 144.
9. T. Wada et al. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity* 204 (2019) 132.
10. *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation. Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment"* (Vienna, IAEA, 2006) 166 p.
11. Yu.V. Khomutinin, V.A. Kashparov, A.V. Kuzmenko. Dependence of ^{137}Cs and ^{90}Sr accumulation rates by fish on the potassium and calcium content in freshwater water. *Radiation Biology. Radioecology* 51(3) (2011) 374. (Rus)
12. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
13. N. Fuller et al. Does Chernobyl-derived radiation impact the developmental stability of *Asellus aquaticus* 30 years on? *Sci. Total Environ.* 576 (2017) 242.
14. I.I. Kryshev, T.G. Sazykina. Assessment of radiation doses to aquatic organisms in the Chernobyl contaminated area. *Journal of Environmental Radioactivity* 28 (1995) 91.
15. A.I. Kryshev, T.G. Sazykina. Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 108 (2012) 9.
16. E. Kashparova et al. A dose rate causes no fluctuating asymmetry indexes changes in silver birch (*Betula pendula* (L.) Roth.) leaves and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Radioactivity* 211 (2020) 105731.
17. A.Ye. Kaglyan et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiological Journal* 55 (2019) 81.
18. *Environmental Protection: The Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Ann. ICRP* 38(4-6) (2008) 242 p.
19. E. Dagher et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* 126 (2012) 299.
20. L. Konovalenko et al. Evaluation of factors influencing accumulation of stable Sr and Cs in lake and coastal fish. *Journal of Environmental Radioactivity* 160 (2016) 64.
21. S.C. Sheppard, Review of "Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments". *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2010) 217.
22. *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616* (Vienna, IAEA, 2009) 622 p.
23. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Fresh-Water Environments. IAEA-TRS-472* (Vienna, IAEA, 2010) 194 p.
24. S. Fesenko et al. Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies. *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011) 8.
25. T. Yankovich et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* 126 (2013) 299.
26. A.E. Kaglyan et al. Radionuclides in the indigenous fish species of the Chernobyl Exclusion Zone. *Yaderna Fyzyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 13(3) (2012) 306. (Rus)
27. N.A. Beresford et al. A new approach to predicting environmental transfer of radionuclides to wildlife: A demonstration for freshwater fish and caesium. *Sci. Total Environ.* 463-464 (2013) 284.
28. *On approval of the State Hygiene Standards "Permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr radionuclides in food and drinking water". Ministry of Health of Ukraine. Order No. 256 of 3 May 2006.* (Ukr)

29. A. Broberg, E. Andersson. Distribution and circulation of Cs-137 in lake ecosystems. In: *The Chernobyl Fallout in Sweden*. Ed. L. Moberg (The Swedish Radiation Protection Institute, 1991) p. 151.
30. J.T. Smith et al. Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the “size effect”. *Journal of Environmental Radioactivity* 62 (2002) 145.
31. N.A. Nenashev et al. Accumulation of ^{137}Cs by the ichthyofauna of various reservoirs of PGREZ. Ecosystems and radiation: Aspects of existence and development. *Sbornik Nauchnykh Trudov dedicated to the 25th anniversary of the Polesky State Radiation and Ecological Reserve*. Ed. by Yu. I. Bondar (Minsk: Belarusian Branch of the Russian-Belarusian Information Center, Republican Scientific Research Unitary Enterprise “Institute of Radiology”, 2013) 353 p. (Rus)
32. Yu.V. Khomutinin, V.O. Kashparov. Optimization of fish sampling procedure for evaluating the specific activity of ^{137}Cs , ^{90}Sr and accumulation coefficients. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 17(2) (2016) 189. (Rus)
33. A.G. Paculo. The role of water and feed in the intake of ^{137}Cs in fish. *Radiologiya Vodnykh Organizmov* 2 (1973) 136. (Rus)
34. M.E. Haque. Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. *Journal of Environmental Radioactivity* 172 (2017) 191.
35. J.T. Smith. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by fish. *Sci. of the Total Environ.* 368 (2006) 502.
36. Yu.V. Movchan, A.I. Smirnov. *Fauna of Ukraine. Fishes*. Vol. 2. Issue 2 (Kyiv: Naukova Dumka, 1983) 360 p. (Ukr)
37. O. V. Kashparova et al. Dynamics of the ^{137}Cs excretion from Prussian carp (*Carassius gibelio*) at different water temperatures. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 20(4) (2019) 411. (Rus)

Надійшла / Received 16.09.2019