

УДК 535.231.16:546.36*137:546.42*90:597.2/.5:556.53/556.5(476.2)

МОЩНОСТЬ ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ОТ ИНКОРПОРИРОВАННЫХ ^{137}CS И ^{90}SR ИХТИОФАУНЫ ВОДОЕМОВ, РАСПОЛОЖЕННЫХ НА ТЕРРИТОРИИ ПОЛЕССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

А. В. ГУЛАКОВ¹⁾, Д. Н. ДРОЗДОВ¹⁾, Д. Н. ИВАНЦОВ²⁾

¹⁾Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины,
ул. Советская, 104, 246019, г. Гомель, Беларусь

²⁾Полесский государственный радиационно-экологический заповедник,
ул. Терешковой 7, 247618, г. Хойники, Беларусь

Приведены результаты оценки мощности поглощенной дозы от инкорпорированного ^{137}Cs и ^{90}Sr у наиболее распространенных видов пресноводной ихтиофауны, обитающих в водоемах разного типа, расположенных на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Отбор проб производился в течение 2019 г. Установлено, что вклад водных масс проточного (р. Припять), полупроточного (Николаевский старик) и замкнутого (оз. Семеница) водоемов в суммарную годовую поглощенную дозу внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr у половозрелых представителей промысловой фауны ПГРЭЗ незначителен и не представляет угрозы для возникновения дозовых эффектов.

Ключевые слова: пресноводная ихтиофауна; мышечная ткань; радиоактивное загрязнение; ^{137}Cs , ^{90}Sr ; мощность дозы; Полесский государственный радиационно-экологический заповедник (ПГРЭЗ).

Образец цитирования:

Гулаков АВ, Дроздов ДН, Иванцов ДН. Мощность дозы внутреннего облучения от инкорпорированных ^{137}CS и ^{90}SR ихтиофауны водоемов, расположенных на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2020;3:60–67.

<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2020-3-60-67>

For citation:

Gulakov AV, Drazdou DN, Ivantsou DM. Dose performance of internal irradiation from incorporated ^{137}CS and ^{90}SR of ichthiofauna of reservoirs located in the territory of the Polessky State Radiation-Ecological Reserve. Journal of the Belarusian State University. Ecology. 2020;3:60–67. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2020-3-60-67>

Авторы:

Андрей Владимирович Гулаков – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры зоологии, физиологии и генетики биологического факультета.

Денис Николаевич Дроздов – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры зоологии, физиологии и генетики биологического факультета.

Дмитрий Николаевич Иванцов – старший научный сотрудник отдела фауны.

Authors:

Andrey V. Gulakov, PhD (biology), docent; associate professor at the department of zoology, physiology and genetics, faculty of biology.

Gulakov@gsu.by

Denis N. Drazdou, PhD (biology), docent; associate professor at the department of zoology, physiology and genetics, faculty of biology.

Drazdou@gsu.by

Dmitry N. Ivantsou, senior researcher at the department of fauna.
ivantsou@mail.ru

**DOSE PERFORMANCE OF INTERNAL IRRADIATION
FROM INCORPORATED ^{137}Cs AND ^{90}Sr OF ICHTHIOFAUNA
OF RESERVOIRS LOCATED IN THE TERRITORY
OF THE POLESSKY STATE RADIATION-ECOLOGICAL RESERVE**

A. V. GULAKOV^a, D. N. DRAZDOU^a, D. M. IVANTSOU^b

^a*Frančisk Skorina Gomel State University,*

104 Saveckaja Street, 246019 Gomel, Belarus

^b*Polesskiy State Radiation and Ecological Reserve,*

7 Tserashkovay Street, 247618 Khoiniki, Belarus

Corresponding author: A. V. Gulakov (gulakov@gsu.by)

The paper presents the results of estimating the absorbed dose rate from incorporated ^{137}Cs and ^{90}Sr in the most common species of freshwater ichthyofauna reservoirs of various types located on the territory of the Polessky State Radiation Ecological Reserve. Sampling was carried out during 2019. It was found that the contribution of the water masses of the flowing (river Pripyat), semi-flowing (old channel Nikolaev) and closed (lake Semenitsa) reservoirs to the total annual absorbed dose of internal radiation from ^{137}Cs and ^{90}Sr radionuclides in the mature representatives of the fishing fauna of the PGREZ is insignificant and does not pose a threat for dose effects.

Keywords: freshwater ichthyofauna; muscle tissue; radioactive contamination; ^{137}Cs , ^{90}Sr ; dose rate; Polesie State Radiation Ecological Reserve (PSRER).

Введение

Развитие ядерной энергетики на современном этапе неизбежно приводит к увеличению объема твердых и жидкых радиоактивных отходов, росту масштабов поступления радионуклидов в различные типы водоемов. Авария на Чернобыльской АЭС – крупнейшая ядерная катастрофа двадцатого века. В отличие от глобальных выпадений радионуклидов, чернобыльские отличались достаточно высокими локальными уровнями.

В долгосрочной перспективе радиоэкологическая значимость аварии на Чернобыльской АЭС в значительной мере определяется загрязнением территории радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr [1; 2].

Животные, длительное время обитающие на территории с различным уровнем радиоактивного загрязнения, подвергаются как внешнему, так и внутреннему облучению. Дозу ионизирующего излучения для выявления различных радиобиологических эффектов в первую очередь связывают с поглощенной дозой [3; 4].

Для определения поглощенной дозы от внутреннего облучения следует учитывать не только активность радионуклидов, которые поступают с рационом, но и факторы, влияющие на биологические параметры поведения радионуклидов в организме животных [5–7].

На величину дозовых нагрузок при внутреннем облучении большое влияние оказывают уровни накопления и распределения радионуклидов по органам и тканям, что обусловлено физиологическими особенностями организма, поэтому вопрос о формировании доз имеет как физическое, так и биологическое содержание [8; 9].

К физическим характеристикам, определяющим формирование дозовых нагрузок у диких животных, в первую очередь относится мощность дозы внешнего гамма-излучения, а также загрязнение кормовой базы и радионуклидный состав выпадений. Среди биологических характеристик наибольшее значение приобретают особенности биологии исследуемых видов, стадия их развития и степень контактов с природной средой [10–12].

В настоящее время установлено, что основная часть ^{137}Cs поступает в организм пресноводных рыб по пищевому пути. Это подтверждают исследования украинских ученых, которые определили, что через пищеварительный тракт в организм пресноводных рыб поступает до 97–99 % ^{137}Cs , аккумулированного в организме рыбы [13].

В период исследований главный вклад в радиоактивное загрязнение территории местообитания пресноводных рыб вносили радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr .

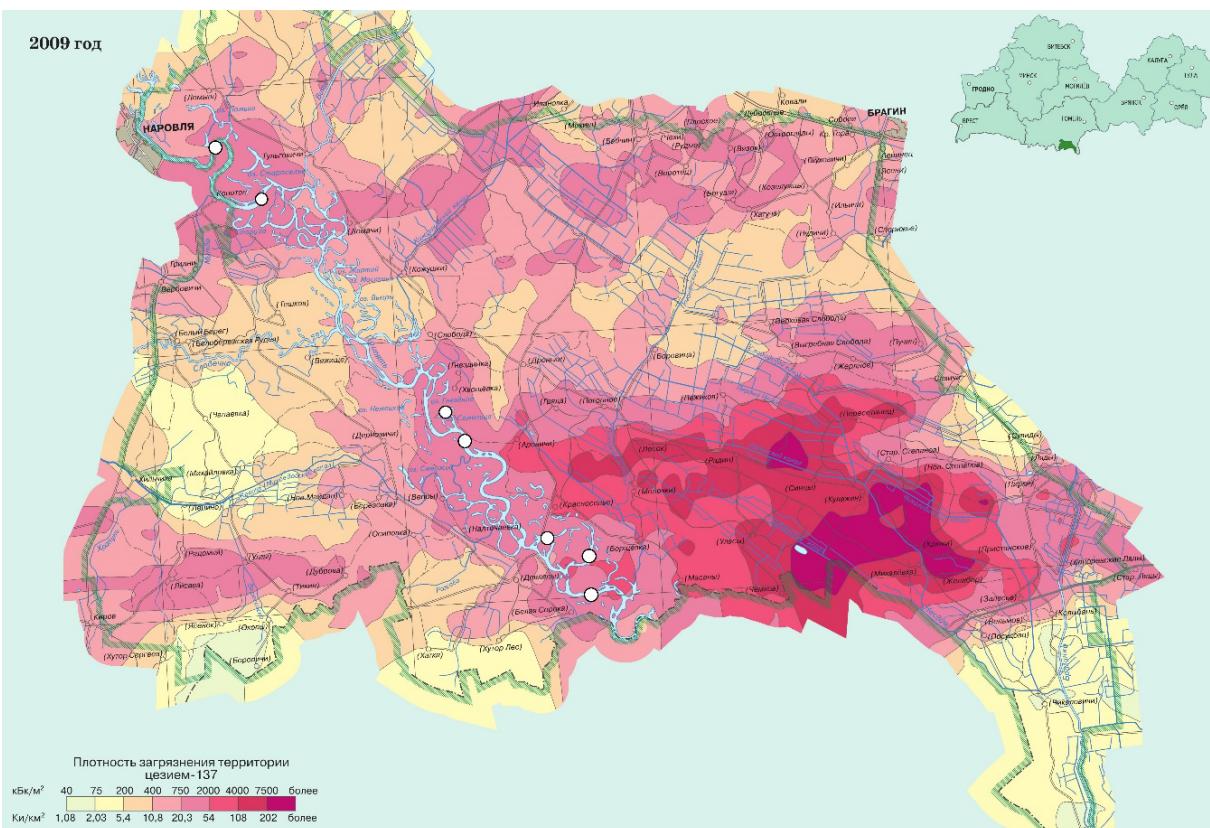
Исходя из данных условий, мы ограничились оценкой поглощенных доз на организм рыб, вызванных инкорпорированными ^{137}Cs и ^{90}Sr как основными дозообразующими радионуклидами в отдаленный период после аварии. Вместе с тем мы принимаем во внимание, что имело место сочетанное воздействие смеси радионуклидов.

В этой связи цель работы состояла в том, чтобы оценить уровень и динамику мощности поглощенной дозы внутреннего облучения в постчернобыльский период на основании данных удельной активности мышечной ткани ихтиофауны, сформированной в результате хронического поступления в организм ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Материалы и методы исследования

Объектом исследований являлась пресноводная ихтиофауна водоемов различного типа, расположенных на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника.

Отлов рыбы осуществлялся на пяти участках реки Припять и двух полупроточных водоемах с различными экологическими условиями: оз. Семеница и Николаевский стариц. Водные объекты, на которых проводились исследования, характеризуются различным гидрологическим режимом и уровнями радиоактивного загрязнения территорий, на которых они расположены (рис.).



Территория проведения исследований:
 ○ – водные объекты, где осуществлялся лов рыбы

Research area:
 ○ – water bodies where fishing was carried out Sampling locations

В качестве орудий лова были использованы сети трехстенные «Нептун» (длина 30 м, высота 1,8 м), размер ячей 30 мм (2 шт.), 40 мм (2 шт.), 50 мм (2 шт.), 65 мм (2 шт.), 70 мм (2 шт.). При проведении лова рыб одновременно устанавливалось от 5 до 10 сетей с разным размером ячей [14].

Определение видов и анализ биологических показателей рыб проводился общепринятыми в ихтиологических исследованиях методами [15–17].

За период проведения работ были отловлены 13 видов рыб (возрастом от 2 до 10 лет), относящихся к различным экологическим группам. Среди хищных рыб (облигатных и факультативных ихтиофагов) были проанализированы: щука обыкновенная (*Esox lucius* L.) (n=134), жерех (*Aspius aspius* L.) (n=45), судак обыкновенный (*Stizostedion lucioperca* L.) (n=11), окунь обыкновенный (*Perca fluviatilis* L.) (n=191), сом европейский (*Silurus glanis* L.) (n=3) и чехонь (*Pelecus cultratus* L.) (n=10).

Среди «мирных» видов рыб исследовали представителей следующих групп: зоопланктофаги – синец (*Abramis ballerus* L.) (n=142); бентофаги – серебряный карась (*Carassius auratus gibelio* Bloch) (n=27), густера обыкновенная (*Blicca bjoerkna* L.) (n=148), линь (*Tinca tinca* L.) (n=55), плотва (*Rutilus rutilus* L.)

(n=294), язь (*Leuciscus idus* L.) (n=6) и лещ (*Abramis brama* L.) (n=212). Классификация рыб по преимущественному типу питания приведена по [15].

Измерения удельной активности ^{137}Cs в органах и тканях диких животных выполняли на гамма-бета-спектрометре МКС-АТ1315 (минимальная измеряемая активность не менее 2 Бк/кг в геометрии 0,5 л (Маринелли), эффективность регистрации на энергии 661 кэВ – $2,46 \times 10^{-2}$ имп/квант, энергетический диапазон регистрируемого г-излучения от 50 до 3000 кэВ) и гамма-радиометре РКГ-АТ1320А (минимальная измеряемая активность – 3,7 Бк/кг, эффективность регистрации – $2,2 \times 10^{-2}$ имп/квант). Погрешность измерений не превышала 15 %, разница в показаниях приборов (спектрометра и радиометра) при повторных измерениях не превышала 4 %.

Мощность дозы внутреннего облучения \dot{D}_{ik1} , мГр/сум от инкорпорированных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr рассчитывали на содержание радионуклидов в исследуемых видах рыб по методике [1], используя расчетные дозовые коэффициенты, по формуле:

$$\dot{D}_{ik1} = DCF_{ik1} \times A_{mik1} \times T, \quad (1)$$

где DCF_{ik1} – фактор дозовой конверсии для внутреннего облучения k -го представительного объекта водной биоты от i -го радионуклида, (мкГр/ч)/(Бк/кг сырого веса);

A_{mik1} – удельная активность k -го радионуклида в организме i -го представительного объекта водной биоты, определяемая по данным наблюдений, Бк/кг сырого веса;

T – переводной коэффициент, равный $2,4 \times 10^{-2}$ (мГр/сум)/(мкГр/ч).

Мощность дозы внешнего облучения k -го представительного объекта водной биоты от i -го радионуклида, содержащегося в воде исследуемого водного объекта \dot{D}_{ik2} , мГр/сум, рассчитывали по формуле:

$$\dot{D}_{ik2} = DCF_{ik2} \times A_{vi2} \times \dot{a}_{k2} \times T, \quad (2)$$

где DCF_{ik2} – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения k -го представительного объекта водной биоты от i -го радионуклида, (мкГр/ч)/(Бк/л);

A_{vi2} – объемная активность i -го радионуклида в воде, Бк/л;

\dot{a}_{k2} – доля времени, которую k -й представительный объект водной биоты проводит в воде, безразмерный;

T – переводной коэффициент, равный $2,4 \times 10^{-2}$ (мГр/сум)/(мкГр/ч).

Мощность дозы внешнего облучения k -го представительного объекта водной биоты от i -го радионуклида, содержащегося в донных отложениях исследуемого водного объекта \dot{D}_{ik3} , мГр/сум, оценивают при консервативном приближении полубесконечной геометрии источника радиоактивного облучения по формуле:

$$\dot{D}_{ik3} = 0,5 \times DCF_{ik3} \times A_{mi3} \times \dot{a}_{k3} \times T, \quad (3)$$

где DCF_{ik3} – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения k -го представительного объекта водной биоты от i -го радионуклида в донных отложениях, численно равный фактору дозовой конверсии для внешнего облучения от воды, (мкГр/ч)/(Бк/кг);

A_{mi3} – удельная активность i -го радионуклида в донных отложениях, Бк/л;

\dot{a}_{k3} – доля времени, которую k -й представительный объект водной биоты проводит вблизи дна, безразмерный;

T – переводной коэффициент, равный $2,4 \times 10^{-2}$ (мГр/сум)/(мкГр/ч).

Полный вклад i -го радионуклида в мощность дозы облучения k -го представительного объекта водной биоты \dot{D}_{ik} , мГр/сум, обитающего в исследуемом водном объекте, складывается из внутреннего облучения от радионуклида, инкорпорированного в ткани и органы представительного объекта водной биоты \dot{D}_{ik1} , внешнего облучения от радионуклидов, содержащихся в воде \dot{D}_{ik2} , внешнего облучения от радионуклидов, содержащихся в донных отложениях \dot{D}_{ik3} , и рассчитывался по формуле:

$$\dot{D}_{ik} = \dot{D}_{ik1} + \dot{D}_{ik2} + \dot{D}_{ik3}, \quad (4)$$

где \dot{D}_{ik1} – мощность дозы внутреннего облучения k -го представительного объекта водной биоты от инкорпорированного i -го радионуклида мГр/сум;

\dot{D}_{ik2} – мощность дозы внешнего облучения k -го представительного объекта водной биоты от i -го радионуклида, содержащегося в воде исследуемого водного объекта, мГр/сум;

\dot{D}_{ik3} – мощность дозы внешнего облучения k -го представительного объекта водной биоты от i -го радионуклида, содержащегося в донных отложениях исследуемого водного объекта мГр/сум.

Суммарная мощность дозы облучения исследуемых видов рыб определялась путем суммирования мощностей доз облучения от всех рассматриваемых радионуклидов.

Статистическая обработка данных выполнена с использованием прикладных программ *MS Excel* 2007 и *Statistica for Windows* 6.0. Оценка достоверности различий осуществлялась на основе *t*-критерия Стьюдента [18]. Сравнительный анализ поглощенных доз внутреннего облучения у крупных млекопитающих

разных видов, обитающих на территориях с разной плотностью поверхностного загрязнения, проводился методом однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA).

Результаты исследования и их обсуждение

В ходе проведенных исследований нами была определена мощность дозы внутреннего облучения наиболее распространенных видов рыб от ^{137}Cs и ^{90}Sr , обитающих в р. Припять, на территории ПГРЭЗ.

Таблица 1

Мощность дозы внутреннего облучения рыб от ^{137}Cs и ^{90}Sr , обитающих в р. Припять, на территории ПГРЭЗ, мГр/сут

Table 1

The dose rate of internal irradiation of fish from ^{137}Cs and ^{90}Sr
 living in the Pripyat River in the territory of the PGREZ, mGy/day

Вид	Мощность дозы внутреннего облучения		Суммарная мощность дозы внутреннего облучения
	^{137}Cs	^{90}Sr	
Густера	2,81E-04	1,36E-05	2,94E-04
Жерех	7,17E-04	5,02E-04	1,83E-04
Карась серебряный	1,61E-04	2,17E-05	1,83E-04
Лещ	2,38E-04	2,54E-04	4,92E-04
Линь	4,10E-04	2,57E-05	4,36E-04
Плотва	6,96E-04	3,29E-04	1,03E-03
Синец	2,75E-04	8,79E-04	1,15E-03
Чехонь	6,92E-04	—	6,92E-04
Язь	1,88E-04	—	1,88E-04
Щука	6,88E-04	2,90E-04	9,77E-04
Судак	5,30E-04	—	5,30E-04
Окунь	7,77E-04	8,99E-04	1,68E-03

Как следует из данных, приведенных в табл. 1, уровень мощности средней годовой поглощенной дозы внутреннего облучения у ихтиофауны видов проточного водоема составлял 0,17 мГр (^{137}Cs) и 0,13 мГр (^{90}Sr). Причем вклад в суммарную мощность дозы внутреннего облучения для радионуклидов ^{137}Cs был 57 %, для радионуклидов ^{90}Sr – 43 %. Сравнительный анализ мощности поглощенной дозы придонных и пелагических видов рыб выявил достоверное различие величины дозы ($p < 0,05$).

У придонных видов (густера, карась, лещ, линь, плотва) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,13 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,05 мГр. Причем вклад в суммарную дозу облучения от ^{137}Cs у придонных видов был в 2,5 раза больше, чем от ^{90}Sr .

У пелагических видов рыб (жерех, синец, щука, окунь) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,22 мкГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,23 мкГр.

Вклад в формирование средней годовой поглощенной дозы внутреннего облучения в суммарную дозу внутреннего облучения у придонных и пелагических видов ихтиофауны относительно радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr различался. У пелагических видов в суммарную дозу внутреннего облучения большой вклад облучения вносили радионуклиды ^{90}Sr – 51 %, а у придонных видов радионуклиды ^{137}Cs – 73 %. Дисперсионный анализ результатов оценки показал, что фактор пищевого поведения в проточном водоеме оказывает до 31 % на формирование поглощенной дозы внутреннего облучения у придонных видов рыб ($p < 0,15$), и 62 % – у пелагических видов рыб ($p < 0,05$).

При исследовании нами была рассчитана мощность дозы внутреннего облучения рыб от ^{137}Cs и ^{90}Sr , обитающих в оз. Семеница, на территории ПГРЭЗ (табл. 2).

Из данных, представленных в табл. 2, следует, что уровень мощности поглощенной дозы внутреннего облучения у ихтиофауны замкнутого водоема в течение года составлял 0,18 мГр (^{137}Cs) и 0,30 мГр (^{90}Sr). Вклад в суммарную мощность дозы внутреннего облучения для радионуклидов ^{137}Cs был 38 %, а для радионуклидов ^{90}Sr – 62 %. Сравнительный анализ мощности поглощенной дозы придонных и пелагических видов рыб показал достоверное различие величины дозы ($p < 0,05$).

У придонных видов (густера, карась, лещ, линь, плотва) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs была 0,09 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,22 мГр. У пелагических видов рыб (жерех, синец, щука, окунь) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,31 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,41 мГр.

Таблица 2

Мощность дозы внутреннего облучения рыб от ^{137}Cs и ^{90}Sr , обитающих в оз. Семеница, на территории ПГРЭЗ, мГр/сут

Table 2

The dose rate of the internal irradiation of fish from ^{137}Cs and ^{90}Sr living in Lake Semenitsa in the territory of the PGREZ, mGy/day

Вид	Мощность дозы внутреннего облучения		Суммарная мощность дозы внутреннего облучения
	^{137}Cs	^{90}Sr	
Густера	3,16E-04	9,04E-04	1,22E-03
Жерех	1,38E-03	7,74E-04	9,20E-04
Карась серебряный	2,92E-04	6,28E-04	9,20E-04
Лещ	1,49E-04	2,74E-04	4,24E-04
Линь	2,16E-04	6,15E-04	8,31E-04
Плотва	7,60E-04	–	7,60E-04
Синец	2,34E-04	–	2,34E-04
Чехонь	8,74E-04	–	8,74E-04
Язь	8,63E-04	–	8,63E-04
Щука	5,87E-04	8,35E-04	1,42E-03
Судак	6,92E-04	–	6,92E-04
Окунь	5,68E-04	1,75E-03	2,32E-03
Сом	5,18E-04	–	5,18E-04

Полученные данные исследования свидетельствуют о том, что вклад в формирование средней годовой поглощенной дозы внутреннего облучения в суммарную дозу облучения у придонных и пелагических видов ихтиофауны замкнутого водоема в большей степени внесли радионуклиды ^{90}Sr . Для пелагических видов долевой вклад от ^{90}Sr составил 57 %, для придонных видов – 43 %.

Дисперсионный анализ свидетельствует, что фактор пищевого поведения рыб в замкнутом водоеме на 58 % определяется содержанием радионуклида ^{137}Cs в воде ($p < 0,05$) и на 36 % ^{90}Sr ($p < 0,05$).

В табл. 3 приведены данные мощности дозы внутреннего облучения рыб от ^{137}Cs и ^{90}Sr , обитающих в полупроточном водоеме Николаевский стариц, расположенному на территории ПГРЭЗ.

Из данных, приведенных в табл. 3 следует, что уровень мощности средней годовой поглощенной дозы внутреннего облучения у ихтиофауны полупроточного водоема составлял 0,27 мГр, (^{137}Cs) и 0,08 мГр (^{90}Sr).

Вклад в суммарную мощность дозы внутреннего облучения для радионуклидов ^{137}Cs был равен 77 %, для радионуклидов ^{90}Sr – 23 %. Сравнительный анализ мощности поглощенной дозы придонных и пелагических видов рыб показал достоверное различие величины дозы ($p < 0,05$).

У придонных видов (густера, карась, лещ, линь, плотва) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,14 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,07 мГр. У пелагических видов рыб (жерех, синец, щука, окунь) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs была 0,38 мГр, а от радионуклидов ^{90}Sr – 0,08 мГр.

Результаты исследования свидетельствуют о том, что вклад в формирование средней годовой поглощенной дозы внутреннего облучения в суммарную дозу облучения у придонных и пелагических видов ихтиофауны в условиях полупроточного водоема в большей степени обусловливали радионуклиды ^{137}Cs . Для пелагических видов долевой вклад от ^{137}Cs составил 65 %, для придонных видов 82 %. Дисперсионный анализ показал, что фактор пищевого поведения рыб в проточном водоеме на 59 % определяется содержанием радионуклида ^{137}Cs в воде ($p < 0,05$) и менее чем на 1 % ^{90}Sr ($p < 0,05$).

Проведенные исследования показывают, что вклад водных масс проточного (р. Припять), полупроточного (Николаевский стариц) и замкнутого (оз. Семеница) водоемов в суммарную годовую поглощенную дозу внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr у половозрелых представителей промысловой фауны ПГРЭЗ незначителен и не представляет угрозы для возникновения дозовых эффектов.

Таблица 3

**Мощность дозы внутреннего облучения рыб от ^{137}Cs и ^{90}Sr ,
 обитающих в Николаевском старице, на территории ПГРЭЗ, мГр/сут**

Table 3

**The dose rate of the internal irradiation of fish from ^{137}Cs and ^{90}Sr
 living in the old channel of Nikolaev on the territory of the PGREZ, mGy/day**

Вид	Мощность дозы внутреннего облучения		Суммарная мощность дозы внутреннего облучения
	^{137}Cs	^{90}Sr	
Густера	2,61E-04	3,63E-05	2,97E-04
Жерех	1,40E-03	4,35E-04	1,83E-03
Карась серебряный	4,30E-04	3,02E-05	1,83E-03
Лещ	3,10E-04	2,90E-05	3,39E-04
Линь	5,33E-04	7,15E-04	1,25E-03
Плотва	1,26E-03	4,85E-04	1,74E-03
Синец	3,99E-04	1,97E-05	4,18E-04
Щука	1,10E-03	2,04E-04	1,31E-03
Окунь	9,84E-04	6,05E-06	9,90E-04

Заключение

Таким образом, уровень мощности средней годовой поглощенной дозы внутреннего облучения у ихтиофауны видов проточного водоема составлял 0,17 (^{137}Cs) мГр и 0,13 мГр (^{90}Sr). При этом вклад в суммарную мощность дозы внутреннего облучения для радионуклидов ^{137}Cs составлял 57 %, а для радионуклидов ^{90}Sr – 43 %.

У придонных видов (густера, карась, лещ, линь, плотва) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,13 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,05 мГр. Вклад в суммарную дозу облучения от ^{137}Cs придонных видов в 2,5 раза больше, чем от ^{90}Sr . У пелагических видов рыб (жерех, синец, щука, окунь) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,22 мкГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,23 мкГр.

Уровень мощности поглощенной дозы внутреннего облучения в течение года у ихтиофауны видов замкнутого водоема составлял 0,18 мГр (^{137}Cs) и 0,30 мГр (^{90}Sr). Вклад в суммарную мощность дозы внутреннего облучения для радионуклидов ^{137}Cs составляет 38 %, для радионуклидов ^{90}Sr – 62 %.

У придонных видов (густера, карась, лещ, линь, плотва) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,09 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,22 мГр. У пелагических видов рыб (жерех, синец, щука, окунь) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,31 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,41 мГр.

Уровень мощности средней годовой поглощенной дозы внутреннего облучения у ихтиофауны видов полупроточного водоема составлял 0,27 мГр (^{137}Cs) и 0,08 мГр (^{90}Sr). Вклад в суммарную мощность дозы внутреннего облучения для радионуклидов ^{137}Cs составляет 77 %, для радионуклидов ^{90}Sr – 23 %.

У придонных видов (густера, карась, лещ, линь, плотва) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,14 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,07 мГр. У пелагических видов рыб (жерех, синец, щука, окунь) средняя годовая поглощенная доза внутреннего облучения от радионуклидов ^{137}Cs составила 0,38 мГр, от радионуклидов ^{90}Sr – 0,08 мГр.

Библиографические ссылки

1. Крышев ИИ, Рязанцев ИП. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. Москва: ИздАТ; 2000. 384 с.
2. Рябов ИН. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Москва: Товарищество научных изданий КМК; 2004. 215 с.
3. Ярмоненко СП, Вайсон АА. Радиобиология человека и животных. Москва: Высшая школа; 2004. 549 с.
4. Ярмоненко СП. Радиобиология человека и животных. Москва: Высшая школа; 1988. 424 с.

5. Oleksyk TK, Gashchak SP, Glenn TC, et al. Frequency distributions of ^{137}Cs in fish and mammal populations. *Journal of environmental radioactivity*. 2002;61:55–74.
6. Smith JT, Kudelsky AV, Ryabov IN, et al. Uptake and elimination of radiocesium in fish and the «size effect». *Journal of environmental radioactivity*. 2002;62:145–164.
7. Smith JT, Sasina NV, Kryshev AI, et al. A review and blind test of predictive models for the bioaccumulation of radiostrontium in fish. *Journal of environmental radioactivity*. 2009;100:950–954.
8. Kryshev II. Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident. *Journal of environmental radioactivity*. 1995;27:207–219.
9. Rowan DJ, Rasmussen JB. Bioaccumulation of radiocesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1994;51:2388–2410.
10. Гайченко ВА. Радіобіологічні наслідки аварії на ЧАЕС в популяціях диких тварин зони відчуження: [автореферат дисертації]. Київ: [б. н.];1996. 48 с.
11. Saxén R, Koskelainen U. Effect of site-specific parameters on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr into freshwater fishes. *Radiochemistry*. 2001;43:487–491.
12. Ugedal O, Forseth T, Jonsson B, Njåstad O. Sources of variation in radiocaesium levels between individual fish from a Chernobyl contaminated Norwegian lake. *Journal of applied ecology*. 1995;32:352–361.
13. Зарубин ОЛ. Количественные характеристики путей поступления ^{137}Cs в организм карпа (*Cyprinus carpio* (L.)) и канального сома (*Ictalurus punctatus* (Raf.)) водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. *Гидробиологический журнал*. 2006;42(3):74–80.
14. Гашев СН, Сазонова НА, Селюков АГ, Хританко ОА, Шаповалов СИ. *Методика комплексной оценки состояния сообществ и популяций доминирующих млекопитающих, амфибий и рыб*. Тюмень: ТюмГУ; 2005. 94 с.
15. Жуков ПИ. *Справочник по экологии пресноводных рыб*. Минск: Наука и техника; 1988. 310 с.
16. Правдин ИФ. *Руководство по изучению рыб*. Москва: Пищевая промышленность; 1966. 376 с.
17. Брюзгин ВЛ. *Методы изучения рыб по чешуе, костям и отолитам*. Киев: Наукова думка; 1969. 187 с.
18. Лакин ГФ. *Биометрия*. Москва: Высшая школа; 1990. 346 с.

References

1. Kryshev II, Ryazantsev IP. *Ekologicheskaya bezopasnost' yaderno-energeticheskogo kompleksa Rossii* [Ecological safety of the nuclear power complex of Russia]. Moscow: IzdAT; 2000. 384 p. Russian.
2. Ryabov IN. *Radioekologiya ryb vodoyemov v zone vliyaniya avarii na Chernobyl'skoy AES* [Radioecology of fish in water bodies in the impact zone of the Chernobyl accident]. Moscow: Tovarishchestvo nauchnykh izdanij KMK; 2004. 215 p. Russian.
3. Yarmonenko SP, Vayson AA. *Radiobiologiya cheloveka i zhivotnykh* [Radiobiology of humans and animals]. Moscow: Vysshaja shkola; 2004. 549 p. Russian.
4. Yarmonenko SP. *Radiobiologiya cheloveka i zhivotnykh* [Radiobiology of humans and animals]. Moscow: Vysshaja shkola; 1988. 442 p. Russian.
5. Oleksyk TK, Gashchak SP, Glenn TC, et al. Frequency distributions of ^{137}Cs in fish and mammal populations. *Journal of environmental radioactivity*. 2002;61:55–74.
6. Smith JT, Kudelsky AV, Ryabov IN, et al. Uptake and elimination of radiocesium in fish and the «size effect». *Journal of environmental radioactivity*. 2002;62:145–164.
7. Smith JT, Sasina NV, Kryshev AI, et al. A review and blind test of predictive models for the bioaccumulation of radiostrontium in fish. *Journal of environmental radioactivity*. 2009;100:950–954.
8. Kryshev II. Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident. *Journal of environmental radioactivity*. 1995;27:207–219.
9. Rowan DJ, Rasmussen JB. Bioaccumulation of radiocesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*. 1994;51:2388–2410.
10. Haychenko VA. *Radiobiologichni naslidky avarii na CHAES v populyatsiyakh dykykh tvaryn zony vidchuzhennya* [Radiobiological consequences of the Chernobyl accident in populations of wild animals of the exclusion zone]. [PhD thesis]. Kyiv [publisher unknown]; 1996. 48 p. Ukrainian.
11. Saxén R, Koskelainen U. Effect of site-specific parameters on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr into freshwater fishes. *Radiochemistry*. 2001;43:487–491.
12. Ugedal O, Forseth T, Jonsson B, Njåstad O. Sources of variation in radiocaesium levels between individual fish from a Chernobyl contaminated Norwegian lake. *Journal of applied ecology*. 1995;32:352–361.
13. Zarubin OL. Quantitative characteristics of the pathways of ^{137}Cs entering the body of carp (*Cyprinus carpio* (L.)) and channel catfish (*Ictalurus punctatus* (Raf.)) Of the reservoir-cooler of the Chernobyl nuclear power plant. *Gidrobiologicheskiy zhurnal*. 2006;42(3):74–80. Russian.
14. Gashev SN, Sazonova NA, Selyukov AG, Khritanko OA, Shapovalov SI. *Metodika kompleksnoy otsenki sostoyaniya soobshchestv i populyatsiy dominiruyushchikh mlekopitayushchikh, amfibiy i ryb* [Methodology for a comprehensive assessment of the status of communities and populations of dominant mammals, amphibians and fish]. Tyumen: Tyumen State University; 2005. 94 p. Russian.
15. Zhukov PI. *Spravochnik po ekologii presnovodnykh ryb* [Handbook of Ecology of Freshwater Fish]. Minsk: Nauka i tekhnika; 1988. 310 p. Russian.
16. Pravdin IF. *Rukovodstvo po izucheniyu ryb* [Guide to the study of fish]. Moscow: Pishchevaja promyshlennost; 1966. 376 p. Russian.
17. Bryuzgin VL. *Metody izucheniya ryb po cheshuye, kostyam i otolitam* [Methods of studying fish by scales, bones, and otoliths]. Kiev: Navukova dumka; 1969. 187 p. Russian.
18. Lakin GF. *Biometriya* [Biometrics]. Moscow: Vysshaja shkola; 1990. 346 p. Russian.

Статья поступила в редколлегию 01.07.2020.
Received by editorial board 01.07.2020.