

УДК 539.163:595.3:574.5:57.087

## СОВРЕМЕННЫЕ ДОЗОВЫЕ НАГРУЗКИ ОТ ИЗЛУЧЕНИЙ ТЕХНОГЕННОГО $^{137}\text{Cs}$ И ПРИРОДНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ НА ЖАБРОНОГОГО РАЧКА *Artemia spp.* ИЗ СОЛЕННЫХ ОЗЕР КРЫМА

© 2019 г. Н. Ю. Мирзоева<sup>1</sup>, А. А. Коротков<sup>1,\*</sup>, Г. Е. Лазоренко<sup>1</sup><sup>1</sup> Институт морских биологических исследований им. А. О. Ковалевского, Севастополь, Россия

\* E-mail: a.korotkoff@mail.ru

Поступила в редакцию 28.03.2018 г.

Впервые в истории радиоэкологических исследований Крымского региона была выполнена оценка дозовой нагрузки от ионизирующего излучения искусственного ( $^{137}\text{Cs}$ ) и естественных радионуклидов ( $^{210}\text{Po}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) на цисты и взрослых особей *Artemia spp.* из соленых озер Крыма (Кирлеутское, Джарылгач, Сасык-Сиваш, Акташское). Для сравнения полученных результатов использовалась шкала Зон хронического действия ионизирующего излучения Г.Г. Поликарпова. Определено, что  $^{210}\text{Po}$  является основным дозообразующим радионуклидом для цист и взрослых особей артемии из соленых озер Крыма. Поглощенная доза от ионизирующего излучения  $^{210}\text{Po}$  для взрослых рачков в среднем составляла  $6.8 \times 10^{-2}$  Гр/год и на порядок превышала таковую для цист этих гидробионтов. Дозовые нагрузки от техногенного  $^{137}\text{Cs}$  и природных ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) радионуклидов не достигали значений, способных оказать регистрируемое влияние как на цисты, так и на взрослых особей артемии из соленых озер Крыма.

**Ключевые слова:** Крым, соленые озера,  $^{137}\text{Cs}$ , природные радионуклиды, *Artemia spp.*, дозы**DOI:** 10.1134/S0869803119030081

На территории Крымского полуострова расположено большое число озер и лиманов. Почти все эти озера — соленые, континентального и морского типа [1, 2]. Каждое из них представляет собой уникальную экосистему со своеобразным гидрохимическим режимом и структурой сообществ живых организмов [1, 3, 4]. Соленые озера с большой выгодой эксплуатируются для получения биопродуктов, используемых в химической промышленности, сельском хозяйстве, биотехнологиях, аквакультуре и медицине [5, 6]. Обычным и наиболее массовым обитателем соленых озер Крыма является жаброногий рачок *Artemia spp.* (Crustacea, Anostraca). В настоящее время в Крыму известно более сотни мест обитания артемии [7]. Цисты артемии являются ценнейшим кормовым ресурсом, необходимым для развития аквакультуры. Науплиусы этого жаброножного рачка являются самым распространенным живым стартовым кормом для личинок рыб и ракообразных во всем мире [8]. Кроме того, *Artemia spp.* является удобным объектом для радиоэкологических исследований в экспериментальных условиях [9, 10].

Радиоактивное загрязнение озер Крыма имеет естественную и искусственную составляющую. Естественная радиоактивность природных вод

обусловлена, прежде всего, присутствием  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  [11–13]. При этом наибольший вклад в дозу, которую гидробионты получают от естественной радиоактивности, вносит  $^{210}\text{Po}$  [14–17]. В современный период к естественному облучению живых организмов прибавились антропогенные источники внешнего и внутреннего облучения. Одним из основных антропогенных радиоактивных загрязнителей гидросферы и источников облучения гидробионтов является  $^{137}\text{Cs}$  [16, 18]. Значительное количество этого радионуклида попало в соленые озера Крыма после аварии на Чернобыльской АЭС. Известно, что в мае 1986 г. на поверхность Черного моря и Крыма выпало 1.7–2.4 ПБк  $^{137}\text{Cs}$  [17, 19, 20]. В послеаварийные годы радиоэкологическая ситуация в Крыму определялась вторичным поступлением  $^{137}\text{Cs}$  со стоками рек (главным образом — Днепра), что привело к хроническому радиоактивному загрязнению, в основном, за счет использования днепровской воды из Северо-Крымского канала (СКК) [17, 19, 21]. Получено, что за период 1986–1995 гг. с днепровскими водами на орошаемые земли юга Украины и в Крым поступило 674 ГБк  $^{137}\text{Cs}$ , из них 506 ГБк — на поливные сельхозугодия Хер-



Рис. 1. Расположение станций отбора проб из соленых озер Крыма (1–4 – контрольные станции в Черном море).

сонской области и Крыма. При этом около 70%  $^{137}\text{Cs}$ , поступившего с днепровской водой по западной ветке СКК в Крым, аккумулировалось орошаемыми территориями, а оставшаяся часть выносилась вместе со сбросными водами в Каркинитский залив [17].

Цель настоящей работы состояла в сравнительной оценке дозовых нагрузок и возможных последствий радиационного воздействия излучений искусственного  $^{137}\text{Cs}$  и природных радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) в качестве внешних и внутренних источников облучения цист и взрослых особей *Artemia spp.* из соленых озер Крыма. При этом также учитывалась доза от  $\gamma$ -квантов  $^{137\text{m}}\text{Ba}$ , дочернего продукта, образующегося при  $\beta$ -распаде ядра  $^{137}\text{Cs}$ .

В связи с поставленной целью решались следующие задачи:

- определить концентрацию искусственного ( $^{137}\text{Cs}$ ) и природных ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) радионуклидов в цистах и взрослых особях *Artemia spp.*, отобранных из соленых озер Крыма Перекопской, Тарханкутской и Керченской групп;

- определить концентрацию искусственного  $^{137}\text{Cs}$  в абиотических компонентах экосистем (вода, донные отложения) исследуемых водоемов;

- рассчитать дозовые нагрузки на жаброногого рачка *Artemia spp.* (цисты и взрослые особи) от ионизирующего излучения  $^{137}\text{Cs}$  и естественных радионуклидов, сравнить полученные величины доз;

- оценить степень риска последствий радиационного воздействия искусственного  $^{137}\text{Cs}$  в ка-

честве внешнего и внутреннего источника облучения цист и взрослых особей *Artemia spp.*

Актуальность определения дозовых нагрузок от ионизирующего излучения природных ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) и искусственных ( $^{137}\text{Cs}$ ) радионуклидов на различные стадии *Artemia spp.* (цисты и взрослые особи) обусловлена потребностью оценки риска радиационного воздействия на этих гидробионтов, что производится впервые.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Радиоэкологическое изучение соленых озер Крыма проводилось в 2016–2017 гг. на базе Отдела радиационной и химической биологии (ОРХБ) ФГБУН ИМБИ РАН. Материал для исследования был отобран во время сухопутных экспедиций на соленые озера Крыма: Кирлеутское, (Перекопская группа озер), Джарылгач (Тарханкутская группа озер), Сасык-Сиваш (Евпаторийская группа озер), Акташское (Керченская группа озер) (рис. 1, табл. 1).

Для определения концентрации  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$  отбор цист в период 2016–2017 гг. производили в озерах Кирлеутское, Джарылгач и Акташское. Именно в этих озерах, согласно методам определения радионуклидов [17, 22], удалось собрать необходимое количество живого материала (от 996 до 1034 г сырой массы цист из каждого озера). В результате долговременных траловых ловов минимально необходимое количество (390–420 г сырой массы) взрослых особей артемии удалось отобрать только в озерах Джары-

**Таблица 1.** Координаты и характеристика районов отбора проб

Название объектов исследования	Дата отбора проб	Координаты мест отбора проб	Соленость, ‰	pH
Оз. Кирлеутское	14.06.2016	45°55.231' с.ш. 34°02.681' в.д.	235.0	7.9
	22.06.2017	45°55.479' с.ш. 34°02.730' в.д.	267.0	7.2
Оз. Джарылгач	18.05.2016	45° 34.990' с.ш. 32° 51.505' в.д.	115.0	8.5
	14.07.2017	45° 34.011' с.ш. 32° 51.438' в.д.	140.0	8.0
Оз. Сасык-Сиваш	08.11.2016	45°12.282' с.ш. 33°31.526' в.д.	280.0	7.7
Оз. Акташское	08.06.2016	45°25.299' с.ш. 35°50.468' в.д.	88.5	8.5
	29.08.2017	45°23.145' с.ш. 35°50.029' в.д.	55.0	8.1

лгач и Акташское в 2017 г. Пробы цист и взрослых особей этого жаброногого рачка промывали пресной водой, а затем высушивали до постоянной массы при температуре 100–110°C. Коэффициенты усушки для цист артемии изменялись в диапазоне от 11.4 до 17.7, а для взрослых особей рачков это значение было равно 60.

Для радиохимического анализа  $^{210}\text{Po}$  в период 2016–2017 гг. были отобраны цисты артемии в озерах Джарылгач и Сасык-Сиваш, взрослые особи – из озер Кирлеутское и Джарылгач. При определении содержания  $^{210}\text{Po}$  для радиохимического анализа использовали от 1 до 10 г сырой массы живого материала. Что касается донных отложений, то для анализа было достаточно около 0.5 г сухой массы [23]. Одновременно с отбором гидробионтов были отобраны пробы донных отложений, в которых также определялись концентрации всех заявленных в работе радионуклидов. Полученные данные использовали для определения доз внешнего облучения гидробионтов от ионизирующего излучения  $^{137}\text{Cs}$ . С этой же целью отбирали воду в озерах Кирлеутское, Джарылгач и Акташское (60 л для каждого отдельного измерения).

Для проведения исследований было отобрано шесть проб воды, 10 проб донных отложений, девять проб цист и семь проб живых артемий.

Содержание радионуклидов  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$  определяли по общепринятым в мировой практике методам [17, 24, 25] с использованием полупроводникового детектора ORTEC GMX-10 (США), выполненного на основе кристалла сверхчистого германия. Калибровку детектора осуществляли с помощью стандартных образцов

донных отложений IAEA-306 и IAEA-315, поставляемых МАГАТЭ [17, 22]. Форма и размеры измерительных емкостей для стандартных образцов для исследованных нами проб донных отложений были одинаковыми. Концентрацию  $^{226}\text{Ra}$  определяли по  $\gamma$ -излучению его короткоживущих дочерних радионуклидов:  $^{214}\text{Pb}$  (энергия  $\gamma$ -квантов 295.2 и 351.9 кэВ) и  $^{214}\text{Bi}$  (609.3 кэВ), а  $^{238}\text{U}$  – по его дочернему радионуклиду  $^{234}\text{Th}$  (энергия 63.3 и 92.6 кэВ) в состоянии радиоактивного равновесия между дочерними и материнскими радионуклидами, достигнутого за счет длительного (до 5 мес.) выдерживания проб перед измерениями [24, 25]. Статистическая ошибка гамма-спектрометрических измерений рассчитана по величине одного стандартного отклонения ( $1\sigma$ ) от средних значений с учетом уровня внешнего радиоактивного фона, погрешности эффективности детектора и погрешности определения объема или массы. В целом величина относительной погрешности не превышала 20%. Для достижения такого уровня погрешности время измерений каждой пробы составляло 1 сут и более [17, 24, 25].

Для выделения  $^{210}\text{Po}$  из отобранных образцов применяли радиохимический метод, основанный на спонтанном осаждении полония на серебряном диске [23]. Химический выход  $^{210}\text{Po}$  определяли с помощью трассера – изотопа  $^{208}\text{Po}$ , с периодом полураспада 2.898 г. и энергией  $\alpha$ -частиц 5,114 МэВ (AEA Technology, Великобритания). Изотопы полония осаждали на серебряный диск, а затем измеряли их активность на альфа-спектрометре EG&G ORTEC OСТѢТѢ РС (США). Управление прибором и обработку спектров осуществляли с помощью программы Maestro<sup>tm</sup> II,

модель А64–В1 этой же фирмы. Концентрации  $^{210}\text{Po}$  в пробах рассчитывали на дату отбора по методике, описанной в работе [26]. Статистическую ошибку альфа-спектрометрии рассчитывали по величине одного стандартного отклонения ( $1\sigma$ ) от средних значений [26].

Расчет поглощенных доз для отобранных цист и взрослых особей *Artemia spp.* базировался на использовании коэффициента DCF (дозового конверсионного фактора,  $(\text{Гр} \cdot \text{год}^{-1})/(\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1})$ ) для  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ . Взвешивающие коэффициенты для  $\gamma$ - и  $\beta$ -излучений равны 1 [28]. Таким образом, поглощенная и эквивалентная дозы, получаемые *Artemia spp.* от ионизирующего излучения  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , были равны.

Для определения дозовой нагрузки, получаемой гидробионтами от внутреннего и внешнего источника облучения, применяли уравнение с использованием  $DCF_{\text{int}}$  и  $DCF_{\text{ext}}$  факторов (1) [15, 28].

$$D_i = C_i^w DCF_i^{\text{int}} CF_i^{\text{hydr.}} + C_i^{\text{sed}} DCF_{\text{ext}}^{\text{sed}}, \text{ Гр/год}, \quad (1)$$

где:  $C_i^w$  – концентрация  $i$ -го радионуклида в воде, Бк/м<sup>3</sup>;  $DCF_i^{\text{int}}$  – коэффициент дозового преобразования концентрации  $i$ -го радионуклида в гидробионтах для расчета дозы внутреннего облучения, Гр/год на Бк/кг сырой массы;  $CF_i^{\text{hydr}}$  – коэффициент накопления  $i$ -го радионуклида гидробионтом;  $C_i^{\text{sed}}$  – концентрация  $i$ -го радионуклида в донных отложениях, Бк/кг сухой массы;  $DCF_{\text{ext}}^{\text{sed}}$  – коэффициент дозового преобразования концентрации  $i$ -го радионуклида в донных отложениях для расчета дозы внешнего облучения гидробионтов, Гр/год на Бк/кг сухой массы.

В связи с тем, что DCF для расчета внешних доз, получаемых гидробионтами от ионизирующего излучения природных ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) радионуклидов, находящихся в донных отложениях водоемов, не предусмотрен [30], а внешнее облучение для гидробионтов в водной среде от  $\alpha$ -излучающего  $^{210}\text{Po}$  отсутствует [24, 26], в настоящей работе рассматриваются только дозы внутреннего облучения цист и взрослых особей артемии, получаемые ими от всех природных радионуклидов. Концентрации  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Po}$  в донных отложениях не учитывались.

Суммарную дозу, полученную гидробионтами от внешнего (донные отложения) и внутреннего облучения, рассчитывали только для искусственного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  [15, 27, 28, 30–32].

Для расчета мощностей поглощенных доз, формируемых излучением  $\alpha$ -частиц  $^{210}\text{Po}$  в живых объектах, нами использованы подходы и крите-

рии, изложенные в работах [29, 34, 35], а также формула (2), предложенная Б. Дж. Блейлоком с соавт. [34]:

$$D = 5.04 \times 10^{-6} C_{\text{орг}} E, \quad (2)$$

где:  $D$  – поглощенная доза, получаемая в течение года организмом от аккумулярованного в нем альфа-излучающего радионуклида, Гр/год;  $C_{\text{орг}}$  – концентрация этого радионуклида в гидробионте, Бк/кг сырой массы;  $E$  – энергия исследуемого радионуклида, МэВ.

Действие  $\alpha$ -излучающих радионуклидов в морской среде оценивается только по их доле, инкорпорированной гидробионтами, так как вклад внешней составляющей от воды и донных отложений исключается в силу физических характеристик  $\alpha$ -частиц [26, 29].

Для оценки максимально возможных годовых поглощенных доз облучения, получаемых гидробионтами, обитающими в озерах Крыма, от  $\alpha$ -частиц  $^{210}\text{Po}$  использовали максимальные величины концентраций этого радионуклида, из определенных в исследованных объектах.

Для расчета поглощенных доз облучения взрослой артемии и ее цист использовали взвешивающий коэффициент, равный 20 для  $\alpha$ -частиц [27].

Полученные результаты сравнивали со шкалой Зон хронического действия ионизирующего излучения, предложенной Г.Г. Поликарповым [17, 36, 37].

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде, донных отложениях, цистах и взрослых особях артемии из озер Кирлеутское, Джарылгач и Акташское представлены в табл. 2. Наибольшие концентрации природных радионуклидов, определенных для цист и взрослых особей *Artemia spp.* из соленых озер Крыма в период 2016–2017 гг., показаны в табл. 3.

Определено (табл. 2, 3), что в цистах артемии содержание  $^{137}\text{Cs}$  было ниже предела измерения активности этого радионуклида, тогда как концентрации природных радионуклидов  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{40}\text{K}$  достоверно определялись. Во взрослых особях рачка концентрации  $^{137}\text{Cs}$  были одинаковы и не зависели от даты и района отбора проб. Содержание природных радионуклидов во взрослых артемиях, в целом, на порядок превышало таковое для их цист.

Получено (табл. 4), что суммарные дозы от внешнего и внутреннего облучения  $^{137}\text{Cs}$  для взрослых артемий составляли величины, равные  $n \times 10^{-6}$  Гр/год, что на порядок ниже доз, рассчитанных для черноморских гидробионтов [17]. Этого же порядка были и дозы, сформированные

**Таблица 2.** <sup>137</sup>Cs в воде, донных отложениях и *Artemia* из соленых озер Крыма

Название озер	Концентрация <sup>137</sup> Cs ± 1σ			
	вода, Бк/м <sup>3</sup>	донные отложения, Бк/кг сухой массы	артемия, Бк/кг сырой массы	
			цисты	взрослые особи
Перекопская группа				
Кирлеутское	2.6 ± 0.1	н.д.*	н.д.*	н.и.**
	4.7 ± 0.3		н.д.*	н.и.**
Тарханкутская группа				
Джарылгач	22.2 ± 1.0	6.2 ± 1.2	н.д.*	н.и.**
	36.7 ± 2.0	11.6 ± 1.6	н.д.*	0.7 ± 0.2
Керченская группа				
Акташское	11.5 ± 0.5	5.3 ± 0.9	н.д.*	н.и.**
	14.9 ± 0.7	н.д.*	н.д.*	0.6 ± 0.1

\* Ниже уровня детектирования; \*\* нет измерений (не удалось отобрать минимально-необходимую массу живого материала для определения <sup>137</sup>Cs).

**Таблица 3.** Наибольшие концентрации природных радионуклидов в *Artemia* из соленых озер Крыма (2016–2017 гг.)

Стадии развития	Концентрация, Бк/кг сырой массы ± 1σ				
	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>234</sup> Th	<sup>238</sup> U	<sup>40</sup> K
Цисты	0.4 ± 0.02	0.1 ± 0.01	0.02	0.9 ± 0.07	3.5 ± 0.3
Взрослые особи	0.2 ± 0.01	–	0.8 ± 0.04	2.5 ± 1.1	4.1 ± 0.3

**Таблица 4.** Дозы, сформированные излучением <sup>137</sup>Cs в воде, донных отложениях и взрослых *Artemia* из соленых озер Крыма

Название озера	Поглощенная доза, Гр/год			
	внешнее облучение, водная среда	внешнее облучение, донные отложения	внутреннее облучение	Суммарная, (суммарная средняя)
Джарылгач	7.3 × 10 <sup>-8</sup>	2.3 × 10 <sup>-6</sup>	3.0 × 10 <sup>-6</sup>	5.3 × 10 <sup>-6</sup>
Акташское	3.0 × 10 <sup>-8</sup>	–	2.6 × 10 <sup>-6</sup>	2.6 × 10 <sup>-6</sup> (4.0 × 10 <sup>-6</sup> )

излучением естественных радионуклидов для цист и взрослых особей *Artemia* из соленых озер Крыма (табл. 5). Общая сумма поглощенных доз, полученных взрослыми особями артемии как от ионизирующего излучения искусственного <sup>137</sup>Cs (табл. 4), так и природных <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, <sup>234</sup>Th, <sup>238</sup>U, <sup>40</sup>K (табл. 5), составляли 1.1 × 10<sup>-5</sup> Гр/год, что соответствует значениям поглощенных доз, получаемых черноморскими моллюсками от искусственных радионуклидов <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в период 1999–2005 гг. [17].

Результаты определения концентрации <sup>210</sup>Po в гидробионтах в период 2016–2017 гг. и расчеты доз, полученных цистами и взрослыми особями

артемии от ионизирующего излучения <sup>210</sup>Po, приведены в табл. 6. Отмечено, что наибольшие концентрации этого радионуклида были обнаружены во взрослых артемиях из озера Джарылгач (табл. 6). Здесь этот показатель был сравним с концентрациями <sup>210</sup>Po, определенными в донных отложениях указанного озера, которые варьировали от 50.5 до 115.8 Бк/кг сухой массы.

Средние значения поглощенных доз облучения, полученных цистами артемий от ионизирующего излучения <sup>210</sup>Po, составляли 5.7 × 10<sup>-3</sup> Гр/год, а для взрослых особей – 6.8 × 10<sup>-2</sup> Гр/год. Это на 3–4 порядка превышало суммарные дозы, которые рачки на этой стадии развития получают от

**Таблица 5.** Дозы, сформированные излучением естественных радионуклидов в цистах и взрослых особях *Artemia* из соленых озер Крыма

Стадии развития	Поглощенные дозы Гр/год					Суммарная доза, Гр/год
	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>234</sup> Th	<sup>238</sup> U	<sup>40</sup> K	
Цисты	$2.1 \times 10^{-6}$	$8.7 \times 10^{-8}$	$3.5 \times 10^{-9}$	$8.2 \times 10^{-7}$	$3.5 \times 10^{-7}$	$3.3 \times 10^{-6}$
Взрослые особи	$1.1 \times 10^{-6}$	—	$1.4 \times 10^{-7}$	$2.3 \times 10^{-6}$	$2.6 \times 10^{-6}$	$6.1 \times 10^{-6}$

**Таблица 6.** Концентрации <sup>210</sup>Po в цистах и взрослых особях *Artemia spp.* и дозы, формируемые внутренним облучением этих организмов

Объект	Место отбора	Дата	Бк/кг сырой массы $\pm 1\sigma$	Поглощенная доза, Гр/год
Цисты артемии	Джарылгач	08.11.2016	$16.0 \pm 2.0$	$8.6 \times 10^{-3}$
		14.07.2017	$7.7 \pm 2.2$	$4.1 \times 10^{-3}$
		18.05.2016	$8.5 \pm 2.4$	$4.5 \times 10^{-3}$
				средняя: $5.7 \times 10^{-3}$
Артемия	Джарылгач	06.09.2016	$198.3 \pm 16.5$	$1.1 \times 10^{-1}$
		18.05.2016	$114.8 \pm 9.7$	$6.1 \times 10^{-2}$
		14.07.2017	$69.2 \pm 10.0$	$3.7 \times 10^{-2}$
		14.07.2017	$121.2 \pm 13.3$	$6.5 \times 10^{-2}$
				средняя: $6.8 \times 10^{-2}$
Цисты артемии	Сасык-Сиваш	08.11.2016	$14.3 \pm 2.2$	$7.6 \times 10^{-3}$
Артемия	Кирлеутское	23.06.2017	$25.3 \pm 3.6$	$1.4 \times 10^{-2}$

других природных радионуклидов: <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, <sup>234</sup>Th, <sup>238</sup>U, <sup>40</sup>K, и на четыре порядка — от доз облучения, получаемых взрослыми особями артемии от искусственного радионуклида <sup>137</sup>Cs.

Максимальная величина поглощенной дозы (около  $10^{-1}$  Гр/год), полученная от ионизирующего излучения <sup>210</sup>Po взрослыми особями артемии, была определена для проб гидробионтов, отобранных из озера Джарылгач осенью 2016 г.

## ОБСУЖДЕНИЕ

Анализ полученных результатов показал (табл. 2), что концентрация природного радионуклида <sup>40</sup>K, который является химическим аналогом цезия [38], была в  $(1.6-2.5) \times 10^2$  раза выше, чем концентрация других природных радионуклидов (<sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, <sup>234</sup>Th, <sup>238</sup>U) в цистах артемии. Так, концентрация <sup>40</sup>K в цистах рачка составляла в среднем 3.5 Бк/кг сырой массы, тогда как для других природных радионуклидов это значение изменялось в диапазоне 0.02–0.9 Бк/кг сырой

массы. То есть <sup>40</sup>K, являясь конкурирующим с <sup>137</sup>Cs элементом при накоплении гидробионтами и находясь в природной среде в большем количестве, чем этот искусственный радионуклид, более интенсивно накапливался цистами артемий, тогда как содержание <sup>137</sup>Cs во всех пробах цист рачка было ниже уровня детектирования (табл. 2). В связи с этим было отмечено, что в период исследования 2016–2017 гг. дозовые нагрузки на цисты артемии от ионизирующего излучения искусственного радионуклида <sup>137</sup>Cs, находящегося в соленых озерах Крыма, не были сформированы.

Выявлено (табл. 3), что концентрация <sup>226</sup>Ra в цистах артемий была в 2 раза больше, а содержание <sup>40</sup>K, <sup>238</sup>U и <sup>234</sup>Th было соответственно в 1.2, 2.7 и 40 раз меньше, чем во взрослых особях рачков. Вероятно, это связано с тем, что по биогеохимическим свойствам и особенностям концентрирования гидробионтами <sup>226</sup>Ra является аналогичным стабильному кальцию, биологически значимому элементу [39, 40]. При этом поглощенные дозы, сформированные излучением есте-

ственных радионуклидов в цистах, были в 1.8 раз меньше таковых для взрослых артемий (табл. 5). Средние суммарные дозовые нагрузки на взрослых особей артемии от ионизирующего излучения искусственного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  и природных радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) были, в целом, одного порядка, составляя  $4.0 \times 10^{-6}$  Гр/год и  $6.1 \times 10^{-6}$  Гр/год.

$^{210}\text{Po}$  является одним из значимых дозообразующих природных радионуклидов [10]. Было отмечено, что артемия из оз. Джарылгач аккумулировала значительные количества природного радионуклида  $^{210}\text{Po}$  – до 198 Бк/кг сырой массы, в то время как концентрации этого радионуклида в ее цистах были на порядок ниже (табл. 6, рис. 2). Самые низкие концентрации полония были отмечены в летних пробах, а наиболее высокие – в осенних (рис. 2). Возможно, это объясняется тем, что поступление  $^{210}\text{Po}$  в организм гидробионтов происходит пищевым путем [41], и наблюдаемые изменения могут быть связаны с сезонными колебаниями концентраций этого радионуклида в пищевых объектах артемии – микроводорослях и, отчасти, детрите. Считаем, что на процесс накопления  $^{210}\text{Po}$  гидробионтами могут влиять сезонные биологические изменения, связанные с жизненным циклом рачков.

Известно, что при благоприятных условиях среды обитания продолжительность жизни взрослых особей артемии не превышает 4 мес. [42]. Наряду с этим, *Artemia spp.* – это типичные фильтраторы, которые питаются различными микроводорослями, бактериями, мелкими простейшими, детритом, постоянно пропуская через себя воду и частички ила [42]. В этот период и происходит накопление в организме артемии различных веществ, в том числе и радиоактивных. В свою очередь, толстостенные цисты рачка могут находиться в состоянии покоя и сохраняться в водоеме значительное время [42].

То есть количественные, физико-химические характеристики искусственных и природных радионуклидов, находящихся в соленых озерах Крыма, а также биологические особенности различных стадий развития *Artemia spp.* являются основными факторами, влияющими как на накопление этих радионуклидов в цистах и взрослых особях рачка, так и формирование дозовых нагрузок на изучаемых гидробионтов.

Сопоставление полученных результатов со шкалой Зон хронического действия ионизирующего излучения Г.Г. Поликарпова [17, 36] позволило оценить степень риска последствий радиационного воздействия искусственных и естественных радионуклидов в качестве источников облучения цист и взрослых особей *Artemia spp.* из соленых озер Крыма (рис. 3, 4). Результаты исследований показали, что суммарные дозовые на-

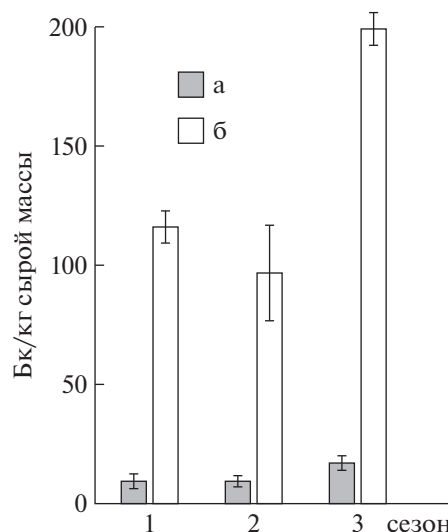


Рис. 2.  $^{210}\text{Po}$  в цистах (а) и взрослых особях (б) *Artemia* из оз. Джарылгач: 1 – весна, 2 – лето, 3 – осень.

грузки на взрослых особей артемий за счет излучений  $^{137}\text{Cs}$ , а также на цисты и взрослых особей от ионизирующего излучения природных радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) не поднимались выше уровней “Зоны неопределенности” (рис. 3, 4). Это первая Зона, согласно “Зонам мощностей доз и их действия в Биосфере”, предложенной академиком Г.Г. Поликарповым [17, 36], с наименьшими мощностями доз ионизирующей радиации. За условный верхний предел “Зоны неопределенности” принята мощность дозы  $0.00004$  Гр/год, которую создает излучение в процессе распада  $^{40}\text{K}$  [17, 36].

Определено, что дозы, полученные цистами артемии от ионизирующего излучения  $^{210}\text{Po}$ , лежат в пределах Зоны “Физиологической маскировки” (рис. 3, 4). В ее пределах радиационные эффекты маскируются во многих случаях природной вариабельностью различных физиологических функций и содержанием биохимических компонентов. Уровень облучения в пределах этой Зоны (верхняя граница –  $0.1$  Гр/год) достаточен для продуцирования реальных эффектов, которые становятся регистрируемыми [17, 36]. Так, ряд эффектов, таких как увеличение частоты новых хромосомных aberrаций у *Chironomus*, были зарегистрированы в этой Зоне мощностей доз [17, 36]. Дозы, полученные взрослыми особями артемии от ионизирующего излучения  $^{210}\text{Po}$ , лежат в пределах Зоны “Экологической маскировки” (верхняя граница –  $4.0$  Гр/год). Значительный маскирующий эффект в этой Зоне может обеспечиваться благодаря различному состоянию популяций, сезонных изменений и вариабельности

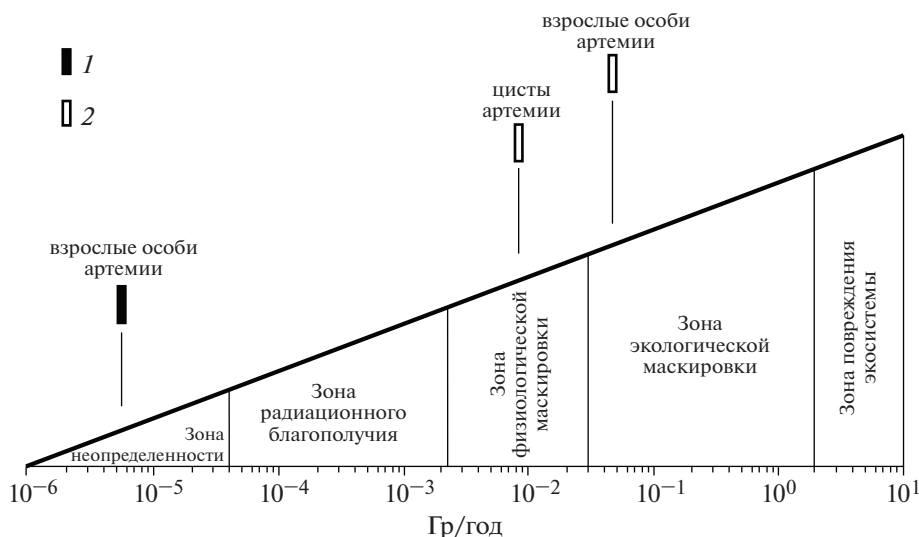


Рис. 3. Сравнительные дозовые нагрузки (Гр/год), получаемые цистами и взрослыми особями *Artemia* от антропогенного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  (1), попавшего в соленые озера Крыма после аварии на ЧАЭС и природного радионуклида  $^{210}\text{Po}$  (2).

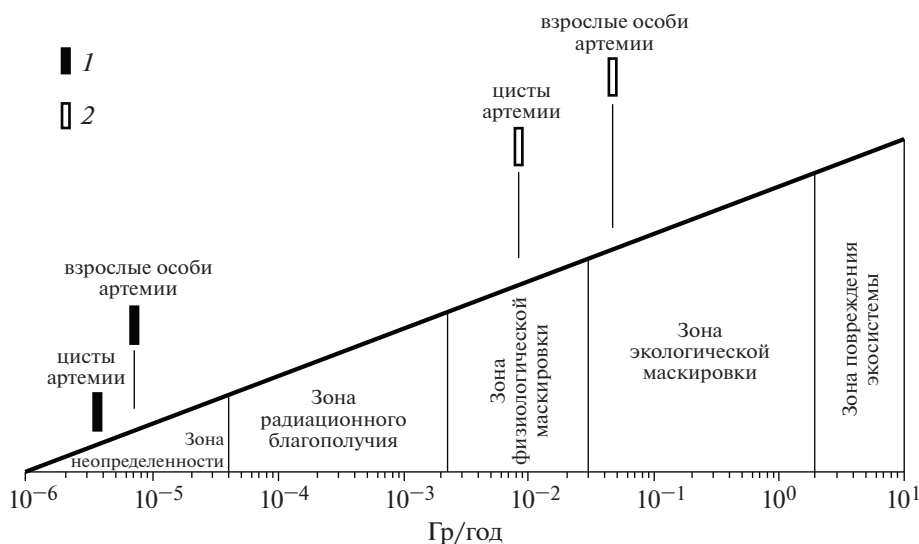


Рис. 4. Сравнительные дозовые нагрузки (Гр/год), получаемые цистами и взрослыми особями *Artemia* от природных радионуклидов  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{40}\text{K}$  (1) и  $^{210}\text{Po}$  (2).

экологических условий, результатом действий естественного отбора [17, 36].

Таким образом, в результате проведенных исследований было определено, что из всех рассматриваемых радионуклидов только  $\alpha$ -излучение поглощенного  $^{210}\text{Po}$  создает мощности доз, способные вызвать в цистах и взрослых особях *Artemia spp.* биологические эффекты, которые могут быть выявлены современными методами и аппаратурой.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе исследований была выполнена сравнительная оценка дозовых нагрузок от искусственного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  и природных радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) в качестве внешних и внутренних источников облучения цист и взрослых особей *Artemia spp.* из соленых озер Крыма (Кирлеутское, Джарылгач, Сасык-Сиваш, Акташское). В истории радиоэкологических



исследований Крымского региона подобные исследования были проведены впервые.

Определено, что цисты артемии отличаются низкой (по сравнению со взрослыми особями рачка) аккумулярующей способностью искусственного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  и всех рассматриваемых природных радионуклидов, включая  $^{210}\text{Po}$ . Основными факторами, влияющими на накопление этих радионуклидов цистами и взрослыми особями *Artemia spp* и формирование дозовых нагрузок на этих гидробионтов, являются количественные физико-химические характеристики искусственных и природных радионуклидов, находящихся в соленых озерах Крыма, а также биологические особенности различных стадий развития рачка.

$^{210}\text{Po}$  является основным дозообразующим радионуклидом для цист и взрослых особей артемии из соленых озер Крыма. Согласно предложенной академиком Г.Г. Поликарповым шкале “Зон мощностей доз и их действия в Биосфере”, определено, что поглощенные дозы, полученные цистами и взрослыми особями артемии от ионизирующего излучения  $^{210}\text{Po}$ , достаточны для продуцирования реальных регистрируемых эффектов [17, 36] в исследуемых стадиях *Artemia spp*.

Результаты расчетов также показали, что дозовые нагрузки от ионизирующего излучения техногенного  $^{137}\text{Cs}$  и природных радионуклидов ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) ни в одном из исследованных водоемов не достигали значений, способных оказать регистрируемое влияние на цисты и взрослых особей артемии.

Сопоставление рассчитанных дозовых нагрузок со шкалой “Зон мощностей доз и их действия в Биосфере” [36] — один из методов оценки степени риска последствий, получаемых гидробионтами от излучения искусственных и природных радионуклидов. Метод может быть использован для реализации контроля радиоэкологического состояния водных экосистем.

## БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы благодарят младших научных сотрудников отдела РХБ ФГБУН ИМБИ О.Н. Мирошниченко и И.Г. Сидорова за помощь при измерениях естественных радионуклидов в природных объектах. Авторы также искренне признательны старшему научному сотруднику отдела физиологии животных и биохимии ФГБУН ИМБИ, канд. биол. наук Е.В. Ануфриевой за сбор и подготовку живого материала.

Авторы посвящают данную работу безвременно ушедшей из жизни в период подготовки статьи ведущему научному сотруднику ФГБУН ИМБИ, д-ру биол. наук Галине Евдокимовне Лазоренко.

Работа выполнена частично по теме государственного задания ФГБУН ИМБИ “Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем”, номер гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2, а также при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант № 16-05-00134).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Балушкина Е.В., Голубков С.М., Голубков М.С. и др.* Влияние абиотических и биотических факторов на структурно-функциональную организацию экосистем соленых озер Крыма // Журн. общей биологии. 2009. Т. 70. № 6. С. 504–514.
2. *Balushkina E.V., Golubkov S.M., Golubkov M.S. et al.* Characteristic features of ecosystems of hyperhaline lakes of the Crimea // Proc. Zoological Institute of Russian Academy of Sciences. 2005. V. 308. P. 5–13.
3. *Бульон В.В., Анохина Л.Е., Аракелова Е.С.* Первичная продукция гипергалинных озер Крыма // Тр. Зоологического института АН СССР. 1989. Т. 205. С. 14–25.
4. *Шадрин Н.В., Голубков С.М., Балушкина Е.В. и др.* Отклик экосистемы гиперсоленого Бакальского озера (Крым) на климатические особенности 2004 года // Морской экол. журн. 2004. Т. 3. № 4. С. 74.
5. *Zheng Mianping, Qi Wen, Jiang Xianfeng et al.* Trend of salt lake changes in the background of global warming and tactics for adaptation to the changes // Acta Geol. Sinica. 2004. V. 78. № 3 P. 795–807.
6. *Ануфриева Е.В., Шадрин Н.В., Шадрин С.Н.* История изучения биоразнообразия гиперсоленых водоемов Крыма // Аридные экосистемы. 2017. Т. 23/. № 1 (70). С. 64–71.
7. *Шадрин Н.В.* Ракообразные в гиперсоленых водоемах: специфика существования и адаптация / Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод: Мат. лекций и докл. Международный. школы-конф. Борок, 2012. С. 316–319.
8. *Леонова Г.А., Богуш А.А., Бобров В.А.* Биоиндикация: оценка состояния соляных озер Кулунды (Алтайский, край) по биогеохимическим критериям // Съезд Гидробиологического общества РАН (г. Тольятти, Россия, 18–22 сентября 2006 г.). Т. 1. 2006. С. 44–46.
9. *Радченко Л.А.* Влияние гамма-облучения на выживаемость артемии // Радиобиология. 1982. Т. 22. № 3. С. 423–426.
10. *Радченко Л.А.* Влияние температуры на пострадиационную выживаемость артемии *Artemia salina* (L.) // Гидробиол. журн. 1984. Т. 20. № 1. С. 61–65.
11. *Токарев А.Н., Куцель Е.Н., Попова Т.П. и др.* Радиогидрогеологический метод поисков месторождений урана. М.: Недра, 1975. 255 с.
12. Сборник государственных стандартов. М.: Изд-во стандартов, 1994.
13. *Булатов В.И.* Россия радиоактивная. Новосибирск: ЦЭРИС, 1996. 283 с.

14. *Aarkrog A., Baxter M.S., Battercourt A.O. et al.* A comparison of doses from  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Po}$  in marine food: A major international study // *J. Environ. Radioactiv.* 1997. V. 34. № 1. P. 69–90.
15. *Amiro B.D.* Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts // *J. Environ. Radioactiv.* 1997. V. 35. № 1. P. 37–51.
16. Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS). Technical Document 838. Vienna: IAEA, 1995.
17. *Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б. и др.* Радиоэкологический отклик Чёрного моря на Чернобыльскую аварию / Под ред. Г.Г. Поликарпова и В.Н. Егорова. Севастополь: ЭКОСИ–Гидрофизика, 2008. 667 с.
18. *Aarkrog A.* Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean // *Deep Sea Res. Part. II: Top. Studies Oceanogr.* 2003. V. 50. № 17. P. 2597–2606.
19. *Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Кулебакина Л.Г. и др.* Модель крупномасштабного загрязнения Черного моря долгоживущими радионуклидами цезием-137 и стронцием-90 в результате аварии на ЧАЭС // *Водные ресурсы.* 1993. Т. 20. № 3. С. 326–330.
20. *Livingston H., Clarke W., Honjo S. et al.* Chernobyl fallout studies in the Black Sea and other oceans areas // *Environ. Marine Lab.* 1986. № 460. P. 214–223.
21. *Гулин С.Б., Мирзоева Н.Ю., Лазоренко Г.Е. и др.* Современная радиологическая ситуация, связанная с режимом функционирования Северо-Крымского канала // *Радиационная биология. Радиоэкология.* 2016. Т. 56. № 6. С. 647–654.
22. IAEA – International Atomic Energy Agency. AQCS: Catalogue for reference materials and intercomparison exercises 1998/1999 / International Atomic Energy Agency, Analytical Control Services. Vienna: IAEA, 1998. 64 p.
23. *Chen Q., Dalgaard H., Nielsen S.P., Aarkrog A.* Determination of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in mussel, fish, sediment, petroleum / Dept. of Nuclear Safety Research and Facilities, Risoe National Laboratory, Denmark. Nov. 1998. P. 23.
24. *Cutshall N.H., Larsen N.L., Olsen C.R.* Direct analysis of  $^{210}\text{Pb}$  in sediment samples: self-absorption correction // *Nucl. Instruments and Methods.* 1983. № 206. P. 309–312.
25. *Delfanti R.* Gamma spectrometry of marine environmental samples: problems and suggestions. Strategies and Methodologies for Applied Marine Radioactivity Studies. Training Course Ser. № 7. Vienna: IAEA, 1997. P. 263–270.
26. EPA (Environmental Protection Agency, USA). Radiochemistry Procedures Manual Eastern Environmental Radiation Facility. EPA 520/5–96–006. P.00.03.01–03, 1984. 342 p.
27. ICRP. Dose coefficients for nonhuman biota environmentally exposed to radiation. ICRP Publication 136 // *Ann. ICRP.* 2017. V. 46. № 2. 92 p.
28. US DOE. United States Department of Energy. DOE Standard. A Graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. № ENVR-0011: Third Printing, 2001. 347 p.
29. *Thomas P., Liber K.* An estimation of radiation doses to benthic invertebrates from sediments collected near a Canadian uranium mine // *J. Environ. Int.* 2001. V. 27. P. 341–353.
30. *Ulanovsky A., Pröhl G.* A practical method for assessment of dose coefficients for aquatic biota // *Radiat. Environ. Biophys.* 2006. V. 45. № 4. P. 203–214.
31. *Ulanovsky A., Pröhl G.* Tables of dose coefficients for estimating internal and external radiation exposures to terrestrial and aquatic biota // *Radiat. Environ. Biophys.* 2008. V. 47. № 2. P. 195–203.
32. *Ulanovsky A., Pröhl G., Gómez-Ros J.M.* Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota // *J. Environ. Radioact.* 2008. V. 99. P. 1440–1448.
33. *Kershaw P.J.* Pilot study for the update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European community from radioactivity in North European marine waters. Final report for the European commission, directorate-general XI “Environment, nuclear safety and civil protection”. 1999. 77 p.
34. *Blaylock B.G., Frank M.I., O’Neal B.R.* Methodology for estimating radiation dose rates to freshwater biota exposed to radionuclides in the environment. Report ES/ER/TM–78: Prepared for the U.S. DOE, Contract DE-AC05-84OR21400. Oak Ridge, TN, USA: Oak Ridge National Laboratory, 1993. 40 p.
35. *Kryshev I., Sazykina T., Kryshev A. et al.* Ecological dosimetry models. Radionuclides uptake and transfer in pelagic food chains of the Barents Sea and resulting doses to man and biota. Project of NRPA, IMR, AUN, IET (Norway) and SPA TYPHOON (Russia). Norway: NRPA, 2002. 97 p.
36. *Polikarpov G.G.* Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionizing radiation in the environment // *Radiat. Prot. Dosim.* 1998. V. 75. № 1–4. P. 181–185.
37. *Mirzoyeva N.Yu., Egorov V.N., Polikarpov G.G.* Distribution and migration of  $^{90}\text{Sr}$  in components of the Dnieper River basin and the Black Sea ecosystems after the Chernobyl NPP accident // *J. Environ. Radioact.* 2013. V. 125. P. 27–35.
38. *Романенко В. Д.* Основы гидроэкологии: Учебник для студентов высш. учеб. заведений. К.: Генеза, 2004. 664 с.
39. *Вдовенко В.М., Дубасов Ю.В.* Аналитическая химия радия. Л.: Наука, 1973. 192 с.
40. *Коренман И.М.* Аналитическая химия калия. М.: Наука, 1964. 255 с.
41. *Heuvelink M., Cherry R.D.* Polonium-210 and lead-210 in marine food chains // *Mar. Biol.* 1979. V. 52. № 3. P. 227–236.
42. *Студеникина Т.Л.* Особенности биологии рачка *Artemia salina* в условиях соленых озер // *Водоёмы Алтайского края.* Новосибирск, 1999. С. 112–122.

## Present-day Radiation Doses Formed by Anthropogenic $^{137}\text{Cs}$ and Natural Radionuclides on the Gill-footed Crustaceous *Artemia spp.* from the Salt Lakes of the Crimea

N. Yu. Mirzoyeva, A. A. Korotkov<sup>#</sup>, and **G. E. Lazorenko**

<sup>a</sup>*A.O. Kovalevsky Institute of Marine Biological Research, Sevastopol, Russia*

<sup>#</sup>*E-mail: a.korotkoff@mail.ru*

The assessment of the radiation dose from the artificial ( $^{137}\text{Cs}$ ) and natural radionuclides ( $^{210}\text{Po}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) obtained by the cysts and adults of *Artemia spp.* from the salt lakes of the Crimea (Kirlautstkoye, Dzharylgach, Sasyk-Sivash, Aktashskoe) was carried out for the first time in the history of radioecological research in the Crimean region. The Scale of the Zones of a chronic effect of ionizing radiation, proposed by G.G. Polikarpov, was used to compare the obtained results. It was determined that  $^{210}\text{Po}$  was the main dose-forming radionuclide for cysts and adults of *Artemia* from the salt lakes of the Crimea. The average absorbed dose rate of  $^{210}\text{Po}$  radiation on adult crustaceans was  $6.8 \times 10^{-2}$  Gy per year, which was an order of magnitude more than for cysts. The radiation dose from anthropogenic  $^{137}\text{Cs}$  and natural ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) radionuclides was insufficient to produce detectable influence both on cysts and adults of *Artemia spp.* from the salt lakes of the Crimea.

**Keywords:** Crimea, salt lakes,  $^{137}\text{Cs}$ , natural occurred radionuclides, *Artemia spp.*, dose