

## ПЛУТОНИЙ В ГИДРОБИОНТАХ ЧЁРНОГО МОРЯ

Посвящается памяти Г. Г. Поликарпова –  
основателя морской радиозологии

Проведены исследования радиозологических характеристик миграции радионуклидов плутония в биотических компонентах черноморских экосистем для определения и прогнозов радиозологической ситуации в Чёрном море. Были изучены уровни содержания плутония в черноморских гидробионтах в постчернобыльский период, выполнена оценка аккумуляционной способности представителей морской биоты разных таксонов, определены дозовые нагрузки на гидробионты от альфа-излучения  $^{239+240}\text{Pu}$ . Показано влияние аккумуляционной способности гидробионтов на степень изменения потока радионуклидов по звеньям трофической цепи и на уровни доз внутреннего облучения биоты. На основании применения радиохемозологической концептуальной модели зон экологического хронического действия ионизирующего излучения, предложенной Г. Г. Поликарповым, и сравнения существующих дозовых нагрузок с безопасными уровнями, оценена современная радиозологическая ситуация в черноморских экосистемах.

**Ключевые слова:** миграция альфа-радионуклидов плутония, Чёрное море, черноморские гидробионты, концентрация  $^{239+240}\text{Pu}$  в гидробионтах, коэффициенты накопления, дозовые нагрузки от  $^{239+240}\text{Pu}$ , радиохемозологическая концептуальная модель Г. Г. Поликарпова.

Виконано дослідження радіоекологічних характеристик міграції радіонуклідів плутонію в біотичних компонентах чорноморських екосистем для визначення та прогнозів радіоекологічної ситуації в Чорному морі. Були вивчені рівні вмісту плутонію в чорноморських гідробіонтах в постчорнобильський період та проведена оцінка акумуляційної здатності представників морської біоти різних таксонів, здійснено оцінку дозових навантажень на гідробіонти від альфа-випромінювання  $^{239+240}\text{Pu}$ . Показано вплив акумуляційної здатності гідробіонтів на ступінь зміни потоку радіонуклідів по ланкам трофічного ланцюга та на рівні доз внутрішнього опромінення біоти. На підставі застосування радіохемоекологічної концептуальної моделі зон екологічної хронічної дії іонізуючого випромінювання, запропонованої Г. Г. Полікарповим, і порівняння наявних дозових навантажень із безпечними рівнями, оцінена сучасна радіоекологічна ситуація в чорноморських екосистемах.

**Ключові слова:** міграція альфа-радіонуклідів плутонію, Чорне море, чорноморські гідробіонти, концентрація  $^{239+240}\text{Pu}$  в гідробіонтах, коефіцієнти накопичення, дозові навантаження від  $^{239+240}\text{Pu}$ , радіохемоекологічна концептуальна модель Г. Г. Полікарпова.

Investigation of radiation-ecological characteristic of plutonium radionuclides migration in biotic components of the Black Sea ecosystems was fulfilled to determine and predict a radiation-ecological situation in the Black Sea. The levels of plutonium in marine organisms in the Black Sea in the post-Chernobyl period were determined and an assessment of accumulative capacity of marine biota of different taxonomic groups was carried out and fulfilled estimations of the radiation dose from alpha-radiation of  $^{239+240}\text{Pu}$  on hydrobionts. It was shown an influence of accumulative ability of hydrobionts on modification of the radionuclides flow along links of trophic chain and on levels of formed doses of internal irradiation to biota. On the basis of the radiochemo-ecological conceptual model of zones of ecological chronic influence of ionizing irradiation proposed by G.G. Polikarpov, and a comparison of existing doses to safe dose was evaluated the current radiation-ecological situation in the Black Sea ecosystem.

**Key words:** migration of plutonium alpha-radionuclides, Black sea, hydrobionts of the Black Sea, the  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration in hydrobionts, accumulation factor, the  $^{239+240}\text{Pu}$  doses, radiochemo-ecological conceptual model of G.G. Polikarpov.

**Введение.** После аварии на Чернобыльской АЭС в Чёрное море поступило антропогенное радиоактивное загрязнение, в составе которого находились альфа-радионуклиды плутония. Они в современной радиоэкологической ситуации входят в число основных дозообразующих техногенных альфа-радионуклидов [1]. Миграция плутония в природной среде в значительной степени связана с растворимостью его соединений в воде. И хотя растворимость как металлического плутония, так и его соединений, в частности, оксидов мала и измеряется микрограммовыми количествами вещества, но, так как весовые количества плутония в природных средах на несколько порядков ниже уровня растворимости, то в водной среде, значительная его часть находится в растворенной форме и это имеет решающее значение в перемещении нуклида в системе «вода-гидробионт». Доля растворенного плутония зависит от характеристик водной среды и может изменяться. Растворимая фракция плутония в черноморских поверхностных водах может содержать 90-98% радионуклида [2]. В пресноводных же водоемах, более 90 % плутония в воде находится во взвешенной форме [3]. Наличие такой большой доли плутония в растворенной форме в морской воде делает его доступным не только для процессов сорбции, но и для переноса через биологические мембраны живых организмов. Что особенно важно для водных организмов, потому что они характеризуются более открытым типом обмена веществ с окружающей водной средой по сравнению с наземными организмами. У гидробионтов, наряду с алиментарным путем поступления вещества в организм, минеральный обмен осуществляется в значительной степени и через внешние покровы гидробионтов [4, 5], и парентеральное поступление может играть значимую роль в концентрировании радионуклидов. Благодаря этим двум процессам и происходит накопление радионуклидов водными организмами [5].

Форма нахождения плутония в водоёмах зависит от источника его поступления [5]. При испытаниях ядерного оружия плутоний поступал в природную среду в форме оксидов и отдельных атомов [7]. Тугоплавкие оксиды плутония имеют очень низкую растворимость в воде. Плутоний в выбросах атомной энергетики, при переработке отработанного топлива представлен в основном растворимыми формами, а также комплексными соединениями с органическими лигандами. При пребывании плутония в окружающей среде его формы и доступность могут изменяться под действием самих биологических организмов [6, 7].

Так как весовые количества плутония в природных водных экосистемах незначительны, но удельная активность плутония составляет несколько Гбк на грамм плутония [8], то в данной ситуации важно, прежде всего, оценить радиотоксическое действие радионуклидов плутония, поступившего в природные экосистемы. В связи с этим в наших исследованиях не учитывается химическая токсичность плутония как тяжелого металла. Оценивали только воздействие его на гидробионты как радиоактивного загрязнителя: сформированные дозы внутреннего облучения от альфа-излучения радионуклидов плутония  $^{239+240}\text{Pu}$ ,

которые рассматриваются в сравнении с экологически безопасными уровнями доз, предложенные Международным агентством по атомной энергетике (МАГАТЕ – IAEA), как безопасные для популяций водных организмов [9].

Изучение радиоэкологических характеристик водных организмов, в частности, их аккумуляционной способности в отношении радионуклидов плутония, важно как для оценки радиационно-экологической ситуации в водоеме, так и для радиационно-гигиенических оценок возможного влияния последствий потребления морепродуктов человеком. Радиоэкологически значимые на современном этапе альфа-радионуклиды  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{240}\text{Pu}$  имеют периоды полураспада порядка 24000 и 8500 лет, соответственно, поэтому в результате радиоактивного распада в ближайшие сотни лет их активность существенно не уменьшится. Будучи альфа-изотопами с высокой энергией частиц и высокой удельной активностью радионуклиды плутония очень опасны при попадании внутрь организма в процессе дыхания или с водой и пищей, включая морепродукты [8]. Как известно, альфа-частицы обладают малой длиной пробега в тканях и большой плотностью ионизации, что многократно усиливает биологическую эффективность их воздействия на живые организмы. Даже в очень малых концентрациях, попадая в легкие и накапливаясь там неравномерно, плутоний может вызывать рак. Основными депо плутония в организме выступают скелет и печень, выводится он из организма медленно. Так как время полувыведения его из печени становится 40 лет, из скелета – 100 лет [8], то действие на организм этих долгоживущих радионуклидов приобретает хронический характер. Плутоний может вызывать в организме склеротические изменения, канцерогенные эффекты (остеосаркомы, опухоли легких, печени, эндокринных органов, лейкозы). Оказывает негативное воздействие на репродуктивную систему, вызывает проявление в потомстве отдаленных эффектов [8]. Поэтому важно знать закономерности и тенденции процессов, определяющих миграцию, перераспределение и депонирование плутония как высокотоксичного альфа-радионуклида в Чёрном море и других водных экосистемах. Не меньший интерес представляет изучение его поступления по пищевым цепям, радиоэкологические аспекты и количественные параметры современного биогеохимического цикла плутония и в конечном итоге – дозовые нагрузки облучения, которые формирует ионизирующее альфа-излучение этих радионуклидов в гидробионтах.

После загрязнения Мирового океана глобальными выпадениями были проведены исследования по накоплению гидробионтами радионуклидов плутония. Результаты исследований показали, что все группы морской биоты накапливают плутоний в концентрациях, превышающих его содержание в воде и при этом коэффициенты накопления ( $K_n$ ) плутония в трофических цепях в целом уменьшаются по мере возрастания трофического уровня [10, 11].

Целью нашего исследования было изучение радиоэкологических характеристик миграции радионуклидов плутония в биотических компонентах

черноморских экосистем для описания и прогнозов радиоэкологической ситуации в Чёрном море. Для достижения поставленной цели были выполнены определения уровней содержания плутония в черноморских гидробионтах в постчернобыльский период, оценки аккумуляционной способности представителей разных таксонов, включая виды, потребляемые человеком в пищу, и её влияния на поток поступления плутония в биотические компоненты по трофической цепи. Рассчитаны величины дозовых нагрузок для черноморских гидробионтов от альфа-излучения  $^{239+240}\text{Pu}$ . И последнее аналитическое использование полученных данных для оценки радиоэкологической ситуации в море в отношении этих радионуклидов путем применения радиохемозоологической концептуальной модели зон экологического хронического действия ионизирующего излучения, предложенной Г. Г. Поликарповым [12], и сравнение существующих доз с рекомендованным уровнем безопасных доз [9].

**Материалы и методы исследования.** Материал для определения радионуклидов плутония в биоте был собран в постчернобыльский период (1992 – 2011 гг.) во время экспедиционных исследований, во время морских и прибрежных экспедиций.

Альфа-радионуклиды плутония  $^{239+240}\text{Pu}$  определяли в гидробионтах: в макроводорослях: цистозире – *Cystoseira sp.*, ульве – *Ulva rigida* C. Agardh, филлофоре – *Phyllophora sp.*, двустворчатых моллюсках: мидиях – *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, в черноморском травяном крабе – *Carcinus maenas* и рыбах: ставриде – *Trachurus mediterraneus ponticus* Aleev, шпроте – *Sprattus sprattus phalericus* (Risso), пикше – *Merlangius merlangus euxinus* (Nordmann).

Определение альфа-радионуклидов плутония  $^{239+240}\text{Pu}$  выполняли согласно принятым радиохимическим методикам [13, 14, 1]. Процедура основана на термической и химической обработке природных образцов с последующей адсорбцией и десорбцией плутония на ионообменных смолах Dowex 1-X2 или AG 1-X2 в форме хлорида с зернами размером 50-100 меш. После предварительной обработки и очистки радионуклиды Pu осаждали совместно с оксидом лантана ( $\text{LaF}_3$ ) [15] или проводили электроосаждение [16], затем полученные образцы были измерены на альфа-спектрометре «EG & G ORTEC OСТЕТЕ РС». Определение эффективности детекторов измерительной системы и калибровку спектров по энергиям производили с помощью одинарного стандарта, содержащего радиоизотоп плутония  $^{239}\text{Pu}$  и двойных стандартов, содержащих два радионуклида: плутония  $^{242}\text{Pu}$  и америция  $^{243}\text{Am}$  [1].

Альфа-радионуклид плутония  $^{242}\text{Pu}$  вносили в пробы, как радио-трассер для определения химического выхода. Ошибка определения концентрации Pu составляла не более 20%. Данные по концентрации плутония в гидробионтах были рассчитаны на сырую массу проб [1]. Качество аналитических процедур подтверждено участием в интеркалибрации, проводимой МАГАТЕ [1], национальным свидетельством об аттестации методик Госпотребстандарта Украины.

Для количественной оценки аккумуляционной способности представителей различных таксономических

групп черноморских гидробионтов в отношении радионуклидов плутония использовали коэффициенты накопления  $K_n$  [17], рассчитанные как отношение концентрации радионуклида в гидробионте (на сырую массу) к концентрации его в водной среде.

Дозовые нагрузки на гидробионты от альфа-радионуклидов плутония рассчитывали с использованием известных методов [18, 19]. В связи с тем, что проникающая способность альфа-частиц мала и уровни Pu в воде очень низкие, то в современных условиях учитывали только дозы внутреннего облучения от инкорпорированных в водных организмах  $^{239+240}\text{Pu}$  [1, 18-21]. Оценивали кроме поглощенных и эквивалентные годовые дозы, так как альфа-излучение характеризуется высоким коэффициентом качества ( $Q = 20$ ) [1, 8].

Определение уровня экологического воздействия существующих доз облучения проводили согласно предложенной Г. Г. Поликарповым радиохемозоологической концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе [1, 12].

#### Результаты исследований и обсуждение.

После аварии на ЧАЭС было установлено, что для поверхностных вод Чёрного моря характерно наличие плутония глобального и чернобыльского происхождения в растворенной форме и его доля в общем содержании плутония составляет от 28-31 % [22] до 90-98 % [2] от его общего содержания в воде. В глубоководной части Чёрного моря в столбе воды на глубинах 50-75 м доля растворимого Pu составляла 62-87 %. На глубинах 150 м (с началом редокс зоны) увеличивалась доля взвешенного плутония, а растворенная фракция уменьшалась от 7 до 40 % [22]. Подвижность плутония, склонного к комплексообразованию, может увеличиваться, как в результате микробной деятельности, так и под воздействием внешних метаболитов, выделяемых во внешнюю водную среду гидробионтами: одноклеточными водорослями, макрофитами и др. Следовательно, аккумуляционная способность черноморских организмов в отношении плутония определяется как свойствами самого радионуклида и гидробионтов, так и условиями окружающей среды [6]. Поэтому важно получение данных в натуральных условиях. Наши исследования в Чёрном море были ограничены гидробионтами, обитающими в окислительной зоне моря.

Изучение накопления плутония биотическими компонентами черноморских экосистем показали, что черноморские гидробионты, как пресноводные и океанические, обладают высокой аккумуляционной способностью в отношении радионуклидов плутония [1, 6, 23-30]. Это проявляется в накоплении этих радионуклидов в концентрациях, значительно превышающих их концентрации в морской воде, поэтому важно определить количественные характеристики концентрирующей способности черноморских гидробионтов.

С этой целью нами были проанализированы концентрации радионуклидов плутония  $^{239+240}\text{Pu}$  у представителей основных групп гидробионтов, которые отражают разные трофические уровни и наиболее активно используются человеком в качестве морепродуктов: многоклеточные водоросли, двустворчатые моллюски, крабы и рыбы. Средние концентрации  $^{239+240}\text{Pu}$  в

черноморських многоклеточних водорослях представлені в таблиці 1. Самі високі концентрації определены у представителя красних водорослей – филофора [26], а діапазон их изменения у різних груп водорослей составил почти 2 порядка величин (табл. 1).

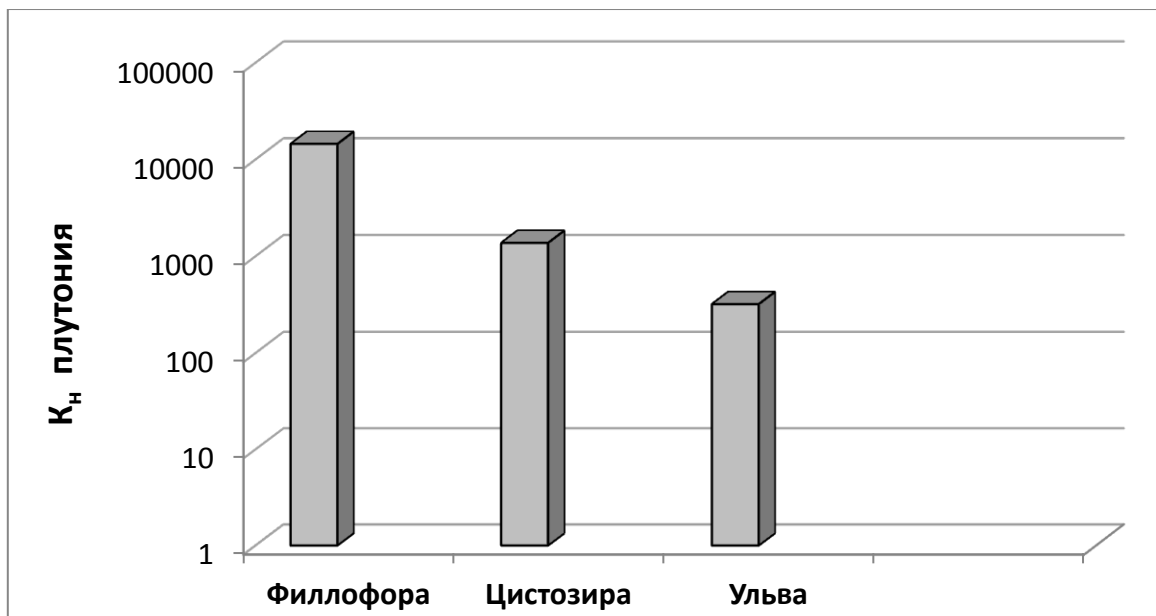
По усредненным концентрациям  $^{239+240}\text{Pu}$  для каждого рода водорослей и концентрации радионуклидов

в воде [1, 18, 26, 30] были рассчитаны средние  $K_n$  плутония. Коэффициенты накопления водорослями составляли от нескольких сотен до нескольких десятков тысяч единиц, их средние величины указаны на рис. 1. Согласно полученным данным самая высокая аккумуляционная способность наблюдалась у представителя красных водорослей – филофоры, самая низкая – у ульвы.

Таблиця 1

**Средние концентрации плутония в представителях черноморских макрофитов: бурых (цистозира), зеленых (ульва) и красных (филофора) водорослях в 2000-2011 гг.**

Водоросли	Место отбора проб	Концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ , мБк·кг <sup>-1</sup> сырой массы
Цистозира	Севастопольская морская акватория	4.9±0.8 – 11.4±3.1
	Прикерченский район	9.0± 1.7
	У Кавказского побережья	6.4 – 13.6
Ульва	Мартьянова бухта	1.2 ± 0.5
	Бухта Омега	2 ± 0.4
Филофора	Большое филофорное поле Зернова	90.3 ± 10.5
	Малое филофорное поле	54.4 ± 6.4



**Рис. 1.** Средние коэффициенты накопления ( $K_n$ )  $^{239+240}\text{Pu}$  представителями красных (филофора), бурых (цистозира) и зеленых (ульва) макроводорослей Чёрного моря

Величина  $K_n$  у представителей разных трофических уровней указывает на степень усиления перехода радионуклида из водной среды в гидробионты и в дальнейшем по трофической цепи к высшим трофическим звеньям. Для черноморских многоклеточных водорослей они достаточно высоки, что свидетельствует об усилении концентрирования плутония в этом звене трофической цепи в огромное количество раз: от  $n \cdot 10^2$  до  $n \cdot 10^4$  и многократном увеличении биогенного потока элемента, с учетом коэффициента перехода радионуклида для каждого звена пищевой цепи.

Из двустворчатых моллюсков изучали мидии (*M. galloprovincialis*), которые были отобраны, как в естественной среде обитания – донных экосистемах севастопольских бухт, так и на искусственных субстратах – коллекторах в Мартьяновой бухте в морской акватории Севастополя. Средние концентрации плутония в организмах мидий и  $K_n$  приведены в таблице 2.  $K_n$  плутония мидиями в среднем составили 880 единиц.

Таблиця 2

**Средние концентрации плутония и коэффициенты накопления ( $K_n$ ) в черноморских мидиях в 2004-2010 г. в Севастопольской морской акватории**

Место отбора	Концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ , мБк·кг <sup>-1</sup>	$K_n$ ( $^{239,240}\text{Pu}$ )
Севастопольская бухта	1,9	630
Казачья бухта	2,4	800
Стрелецкая бухта	5,95	1980
Коллекторы у Мартьяновой бухты	0,33	110
Среднее значение для Севастопольской морской акватории	2,65	880

Следовательно, мидии, обладают значительной концентрирующей способностью в отношении плутония, способствуют усилению биогенной миграции радионуклида, увеличивая поток из водной среды в примерно в  $9 \cdot 10^2$  раз, что немного выше, чем для ульвы, но на 1 и 2 порядка ниже, чем для цистозиры и

филлофоры, соответственно. Но в отличие от водорослей мидии, как правило, потребляются не целиком, а преимущественно только их мягкие ткани. Это, очевидно, существенно влияет на степень трофического пути миграции радионуклида. Определение концентрации плутония в раковинах мидии и в мягких тканях в пробах из Стрелецкой бухты показало, что большая часть Pu в мидиях концентрируется в их створках –  $5.54 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$  и значительно меньшая часть в мягких тканях –  $0.41 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ , что в процентном отношении составляет 92,6 и 7,4 %, соответственно. Таким образом, большая часть накопленного Pu (более 90 %) не мигрирует по трофической цепи, а депонируется в створках мидий и остается на дне водоёма. Поэтому при потреблении только мягких тканей моллюска всего лишь 10 % плутония передается по трофическим связям и в 10 раз уменьшается биотический поток плутония к высшему звену трофической цепи с участием мидий, но при этом усиливается поток плутония в донные отложения.

Аналогичную тенденцию наблюдали при изучении концентраций Pu в организмах и их перераспределения в организме черноморского травяного краба. В панцире краба было сосредоточено 41-59 % от общего содержания, а в мышцах – около 3 % Pu. Поэтому при линьках краб теряет около половины накопленного плутония вместе со старыми покровами, что снижает интенсивность потока плутония по трофической цепи. Средняя концентрация  $^{239+240}\text{Pu}$  в организме травяного краба составляла  $1.7 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$  сырой массы, а  $K_n$   $^{239+240}\text{Pu}$  травяным крабом составлял в среднем порядка 570 единиц.

Самая низкая аккумуляционная способность в отношении плутония среди изученных групп гидробионтов была характерна для рыб. В исследованных видах рыб: шпроте, ставриде и мерланге концентрации  $^{239+240}\text{Pu}$  были низкими и изменялись в достаточно узких пределах  $0.3 - 1.1 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$  сырой массы [1].  $K_n$  плутония рыбами составляли в среднем 150 единиц. Следовательно, усиление биотической миграции плутония с участием черноморских рыб составляет  $10^1 - 10^2$  раз. Определение плутония в костях, мышцах и органах желудочно-кишечного тракта показало, что плутоний концентрируется в основном в органах желудочно-кишечного тракта и в костях (60-80 % от общего содержания), а доля в мышцах не превышала 5%. В отдельных случаях содержание в мышцах рыб было ниже предела детектирования плутония. Таким образом, при использовании в пищу мышц рыб человеком доля передачи плутония по трофической цепи незначительна, но в морских экосистемах, где рыба, как правило, потребляется хищниками целиком, происходит миграция плутония к высшим звеньям пищевой цепи в концентрациях, превышающих в десятки и сотни раз концентрацию плутония в воде.

Согласно литературным данным, очень высокой концентрирующей способностью в отношении плутония среди морских оксифобов обладает фитопланктон [6, 25]. Коэффициенты накопления плутония фитопланктоном составляют величины порядка  $n \cdot 10^5$ . Всего на порядок ниже были  $K_n$  плутония для зоопланктона –  $n \cdot 10^3$ . Очевидно, что такие величины  $K_n$  способствуют усиленной миграции плутония по пищевой цепи к верхним трофическим звеньям, а, как известно, фитопланктон составляет основу кормовой базы для преимущественного количества гидробионтов. Следовательно, эти составляющие трофических цепочек, наряду с филлофорой и цистозирой, являются критическими звеньями в отношении накопления и усиления биотической миграции плутония в высшие звенья трофических пирамид. Сравнительная характеристика величин средней концентрирующей способности основных групп гидробионтов представлена на рис. 2 [1, 18, 25, 26, 30]. Общая тенденция влияния биотических компонентов черноморских экосистем на миграцию и перераспределение плутония в экосистеме выражена увеличением потока биогенной миграции плутония по трофическим цепям. Интенсивность увеличения потока зависит от таксономической принадлежности гидробионтов и их  $K_n$  (рис. 2) и коэффициентов перехода. При этом ведущую роль в усилении потока биогенной миграции играют низшие звенья трофической цепи и с переходом на более высокие уровни в целом усиление потока биогенной миграции уменьшается, так как  $K_n$  (Pu) гидробионтами, в целом, снижаются от низших таксонов к высшим. Это снижает риски радиационного воздействия плутония на гидробионтов высших звеньев, учитывая определяющую роль инкорпорированного радионуклида в формировании дозовых нагрузок на гидробионты от альфа-излучения Pu. Соответственно, самые высокие дозовые нагрузки от плутония для гидробионтов разных трофических уровней наблюдаются у представителей низших звеньев трофической цепи. Оценки дозовых нагрузок от альфа-излучения  $^{239+240}\text{Pu}$  для черноморских гидробионтов различных трофических уровней приведены на рис. 3. Эквивалентные дозы от  $^{239+240}\text{Pu}$  изменялись в диапазоне от  $n \cdot 10^{-2}$  до  $n \cdot 10^2 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ .

Согласно радиохимикоэкологической концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующего излучения [12,1], дозовые нагрузки от альфа-излучения  $^{239+240}\text{Pu}$  для черноморских гидробионтов достигают уровней годовых доз, характерных для «Зоны радиационного благополучия» только для представителей фитопланктона. Дозовые нагрузки для остальных групп черноморских организмов составляют величины, характерные для «Зоны неопределенности».

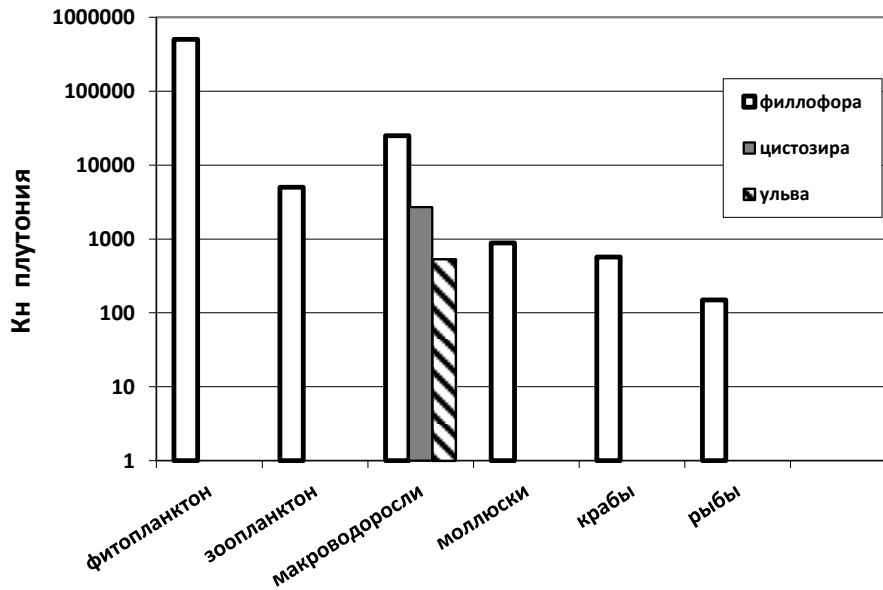


Рис. 2. Средние коэффициенты накопления ( $K_n$ )  $^{239+240}\text{Pu}$  представителей разных таксономических групп гидробионтов из различных трофических уровней.

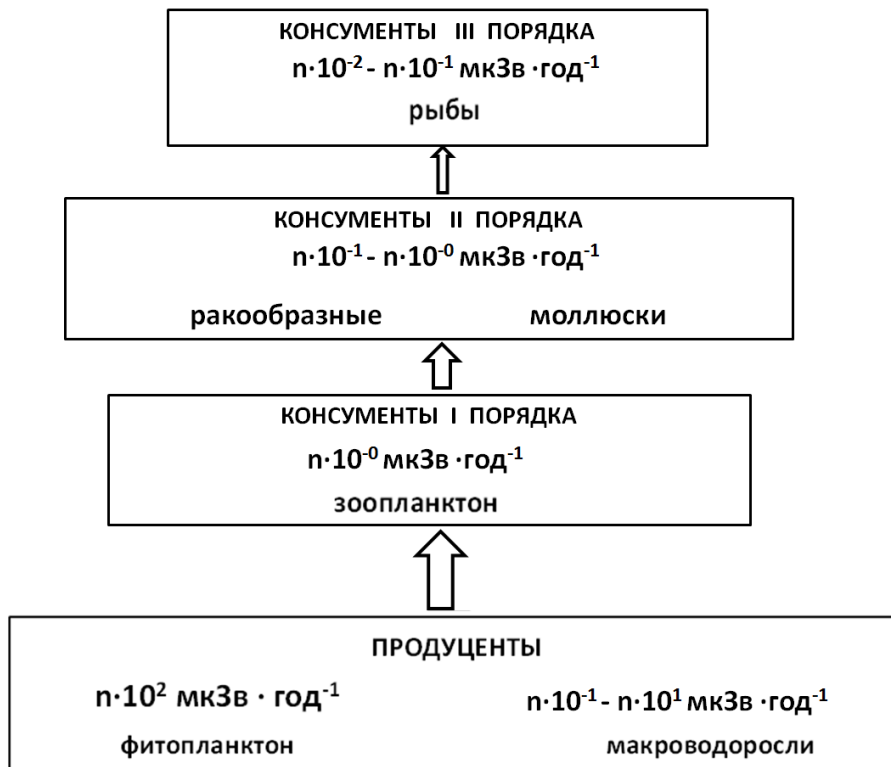


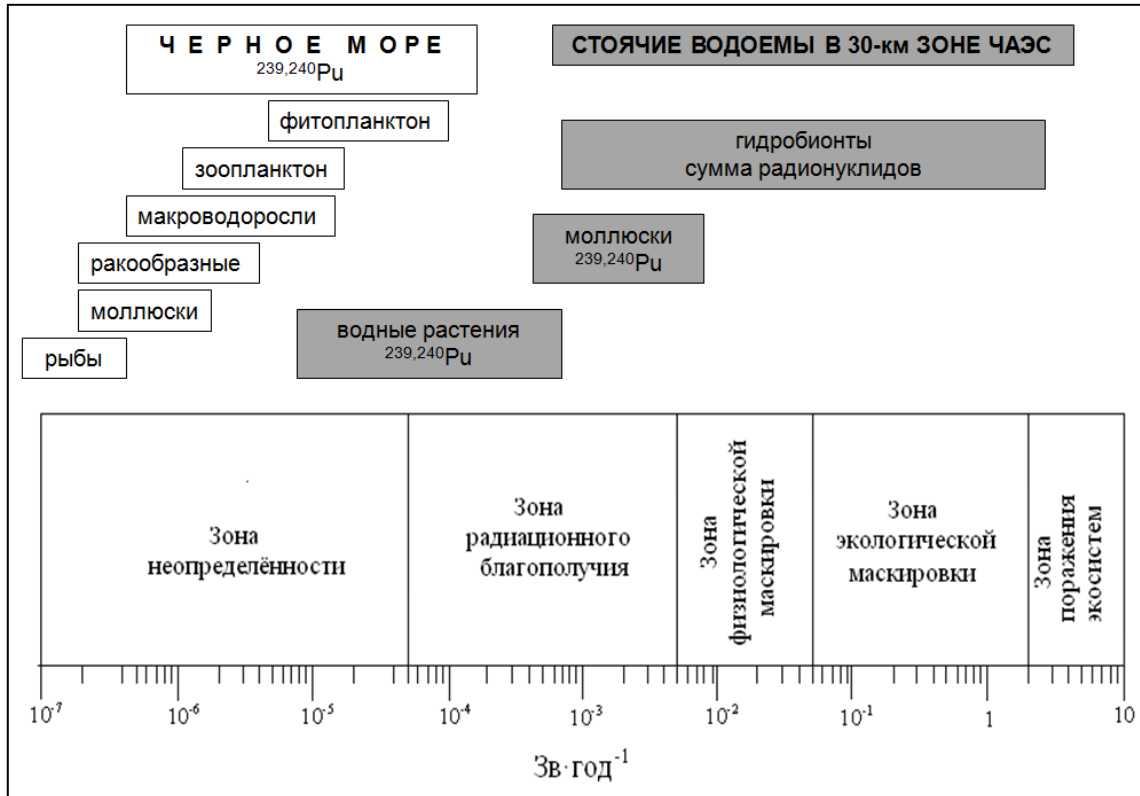
Рис. 3. Уровни мощностей доз от альфа-излучения  $^{239+240}\text{Pu}$  для черноморских гидробионтов различных трофических уровней.

В водоёмах 30-км зоны ЧАЭС наблюдались более высокие дозовые нагрузки от радионуклидов, особенно в первые 10 лет после аварии [27], для плутония они относились к "Зоне неопределенности", "Зоне радиационного благополучия" и «Зоне физиологической маскировки». Уровни доз от суммарного действия основных дозообразующих антропогенных радионуклидов изменялись от  $n \cdot 10^{-3}$  до  $n \cdot 10^0 \text{ Зв} \cdot \text{год}^{-1}$  и достигали предела уровня безопасных доз для популяций гидро-

бионтов ( $3,6 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$ ) [27, 29], установленных МАГАТЕ [9] и принятых ООН [28]. Соответствие уровней наблюдаемых дозовых нагрузок на гидробионты в Чёрном море [1, 23, 24] и в водоёмах 30-км зоны ЧАЭС [27, 29] радиохомеологическим зонам хронического действия мощностей доз ионизирующего излучения от  $^{239+240}\text{Pu}$  и суммы всех основных техногенных дозообразующих радионуклидов представлено на рис. 4.

Анализ дозовых нагрузок согласно концептуальной модели Г.Г. Поликарпова показал, что в Чёрном море дозы от  $^{239+240}\text{Pu}$  на гидробионты на несколько порядков ниже предела допустимых уровней для популяций гидробионтов. В 30-км зоне мощности доз от  $^{239+240}\text{Pu}$  достигли «Зоны физиологической маскировки», а дозовые нагрузки от суммы антропогенных радионуклидов, чернобыльского происхождения, достигали «Зоны поражения эко-

систем», что привело к целому ряду наблюдаемых на разных уровнях организации биологических объектов негативным эффектам в экосистемах [27]. Применение радиохемоэкологической концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природных экосистемах позволяет смоделировать ожидаемый диапазон радиационных эффектов хронического действия наблюдаемых уровней радиоактивного загрязнения.



**Рис. 4.** Уровни дозовых нагрузок от  $^{239+240}\text{Pu}$  для разных таксономических групп гидробионтов Чёрного моря и от  $^{239+240}\text{Pu}$  и суммы основных техногенных радионуклидов для гидробионтов водоёмов 30-км зоны ЧАЗС и их расположение по радиохемоэкологическим зонам хронического действия мощностей доз ионизирующего излучения согласно концептуальной модели Поликарпова Г. Г.

**Заключение.** Результаты изучения аккумулирующей способности черноморских гидробионтов в отношении  $^{239+240}\text{Pu}$  свидетельствуют, что ее интенсивность, количественно характеризуемая  $K_n$ , составляет значительные величины и зависит от принадлежности водных организмов к определенной таксономической группе. В целом, основные группы гидробионтов по величине аккумуляционной способности можно расположить в ряд, указывающий на убывание  $K_n$ : фитопланктон ( $10^5$ ) – зоопланктон ( $10^3$ ) – макроводоросли ( $10^2-10^4$ ) – двустворчатые моллюски ( $10^2-10^3$ ) – крабы ( $10^2$ ) – рыбы ( $10^1-10^2$ ). Внутри больших таксономических групп возможны значительные различия  $K_n$ , как это было установлено для многоклеточных водорослей, величины  $K_n$  которых убывают в ряду: филлофора ( $10^4$ ) – цистозира ( $10^3$ ) – ульва ( $10^2$ ).

Величина коэффициентов накопления  $P_n$  гидробионтами в Чёрном море указывает на степень усиления перехода радионуклида из воды в звенья различного уровня трофической цепи и о роли гидробионтов в

усилении биогенного потока элемента по трофической цепи в черноморских экосистемах.

Изучение перераспределения плутония в отдельных частях тела гидробионтов, используемых в качестве морепродуктов (рыбы, мидии, крабы), показало, что основная масса радионуклидов плутония сосредоточена в элементах внутреннего или внешнего скелета черноморских организмов (от 40 до 90 %) и может быть отчуждена при использовании гидробионтов в пищу. Это дает возможность существенно снизить поступление радионуклида в организм человека, и, соответственно, дозовые нагрузки на человека от морепродуктов. А в природных экосистемах идет перераспределение потока миграции плутония в неорганические компоненты (в частности, в донные отложения). Кроме того, в природных экосистемах, при поедании особей целиком величина потока плутония в пищевой цепи сохраняется.

Дозовые нагрузки для черноморских гидробионтов различных таксономических групп и трофических

уровней составляли мощности доз от  $n \cdot 10^{-2}$  до  $n \cdot 10^2$  мкЗв·год<sup>-1</sup>, что на несколько порядков величин ниже предела безопасных доз для гидробионтов.

Согласно радиохемозкологической концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующего излучения Г. Г. Поликарпова, дозовые нагрузки от альфа-излучения <sup>239+240</sup>Pu для черноморских гидробионтов достигают уровней мощностей доз, характерных для «Зоны радиационного благополучия» только для представителей фитоплankтона и филофоры. Дозовые нагрузки для остальных групп черноморских организмов составляют величины, характерные для «Зоны неопределенности», что предполагает отсутствие регистрируемого негативного воздействия ионизирующего излучения на живые организмы. Поэтому уровни содержания плутония в гидробионтах Чёрного моря на современном этапе не

представляют угрозу здоровью популяций гидробионтов.

Таким образом, дозовые нагрузки от <sup>239+240</sup>Pu, имеющего длительный период полураспада, носят характер хронического воздействия на биоту, но при современных уровнях концентраций радионуклида в компонентах черноморских экосистем не оказывают негативного воздействия на биологические организмы в Чёрном море.

Изученные количественные радиохемозкологические характеристики черноморских гидробионтов, описывающие особенности биотической миграции плутония в водоёме, использованные аналитические подходы могут служить основой оценки радиозкологической ситуации в водных экосистемах и её прогноза при широком диапазоне концентраций плутония в водной среде.

**Благодарности.** Автор выражает искреннюю благодарность сотрудникам отдела РХБ (Егорову В. Н., Мосейченко И. Н., Малаховой Л. В., Стокозоу Н. А., Проскурнину В. Ю.) за отбор проб в экспедициях.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Радиозкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Гулин С. Б., Стокозов Н. А., Лазоренко Г. Е., Мирзоева Н. Ю., Терещенко Н. Н., Цыцугина В. Г., Кулебакина Л. Г., Поповичево В. О. Н., Коротков А. О. А., Евтушенко Д. Б., Жерко Н. В., Малахова Л. В. / Под ред. Г. Г. Поликарпова и В. Н. Егорова. – Севастополь: ЭКОСИ–Гидрофизика, 2008. – 667 с.
2. Buesseler K.O., Livingston H.D. Natural and man-made radionuclides in the Black Sea // Radionuclides in the oceans. input and inventories. – IPSN, Editions de Physique. – 1996. – P. 201-217.
3. Тишков В. П., Степанов А. В., Цветков О. С. Радиоактивное загрязнение речной системы Припять–Киевское водохранилище–Днепр в 1986 году как следствие аварии на Чернобыльской АЭС // Труды Радиового института им. В. Г. Хлопина. – 2009, С-Пб. – Т. XIV. – С. 46-63.
4. Кузьменко М. И., Гудков Д. И., Волкова О. Г. и др. Радиозкологическая ситуация в водоемах Украины // Наукові записки Тернопільського педагогічного університету. Серія Біологія. – 2010. – № 2(43). – С. 301-304.
5. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохемозкология. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.
6. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиозкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – М.: Мир, 1999. – 511 с.
7. Трансурановые элементы в окружающей среде / Под ред. Т. Хенсона. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 344 с.
8. Василенко И. Я., Василенко О. И. Плутоний // Энергия: экономика, техника, экология. 2004. – № 1. – С. 60-63.
9. IAEA: Effects of ionizing radiation on plant and animals at levels implied by current radiation protection standards. IAEA Technical Report Series No 332. – Vienna (Austria). – 1992.
10. Bondietti E.A. and Eyman L.D. Biological pathways and chemical behavior of plutonium and other actinides in the environment // Actinides in the environment. – American Chemical Society. – Symposium Series. 1976. – N 35. – P. 47-80.
11. Jefferies D.I., Michell N.T., Pentreath R.J., Woodhead D.S. Environment and public health consequences of the controlled disposal of transuranic elements to the marine environment // Transuranium nuclides in the environment. Symposium proceedings San Francisco 1975. – Vienna (Austria): IAEA, 1976. – P. 139-156.
12. Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionising radiation in the environment // Radiation Protection Dosimetry. – 1998. – Vol. 75, № 1-4. – P. 181-185.
13. Talvitie N.A. Radiochemical Determination of Plutonium in Environmental and Biological Samples by Ion Exchange // Analytical Chemistry. – 1971. – Vol. 43, № 13. – P. 1827-1830.
14. Ballestra S., Holm E., Fukai R. Low Level Determination of Transuranic Elements in Marine Environmental Samples // Proc. Symposium on Determination of Radionuclides in Environmental and Biological Materials, 9–10 October 1978, Sudbury House, London. – 1978. – Paper № 15.
15. Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. А., Федорова З. М. и др. Методика определения плутония в почве // Радиохимия. – 1984. – Т. 26, № 4. – С. 260-267.
16. Talvitie N.A. Electrodeposition of actinides for alpha-spectrometric determination // Analytical Chemistry. – 1972. – Vol. 44, № 2. – P. 280-283
17. Blaylock B.G., M.L. Frank, B.R. O'Neal Methodology for estimating radiation dose rates to freshwater biota exposed to radionuclides in the environment / Report ES/ER/TM-78, Oak Ridge National Laboratory, 1993. – TN, USA: 35
18. Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г. Радиационно–экологическая ситуация в Черном море в отношении <sup>238,239,240</sup>Pu после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоёмами в 30–км зоне Чернобыльской АЭС и за ее пределами // Проблемы радиозкологии и пограничных дисциплин / Под. Ред. В. И. Мигунова и А. В. Трапезникова. – Нижневартовск: ООО "Алстер". – 2007. – Вып. 10. – С. 12-29.
19. Amiro B.D. Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts // J. Environ. Radioactivity. – 1997. – Vol. 35, № 1. – P. 37-51
20. Thomas P., Liber K. An estimation of radiation doses to benthic invertebrates from sediments collected near a Canadian uranium mine // Environment International. – 2001. – Vol. 27. – P. 341-353.
21. Sanchez Arthur L., Gastaud J., Noshkin V., Buesseler K. O. Plutonium oxidation states in the southwestern Black Sea: evidence regarding the origin of the cold intermediate layer // Deep Sea Research. – 1991. – Vol. 38, Suppl. 2. – P. S845-S853.
22. Поликарпов Г. Г. Радиозкология морских организмов / Под ред. В. П. Шведова. – М.: Атомиздат, 1964. – 295 с.
23. Терещенко Н. Н. Радионуклиды плутония в компонентах прибрежных черноморских экосистем в акватории Севастополя // Наукові записки. Серія біологія. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2005. – № 4 (27). – С. 243-247.
24. Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е. Радиозкологическая ситуация в Черном море в отношении плутония: уровни загрязнения компонентов экосистемы и дозовые нагрузки на биоту // Морской экологический журнал. – 2007. – Том VI, № 2. – С. 25-38.



25. Santschi P. H., Honeyman B.D. Radionuclides in aquatic environments // Radiat. Phys. Chem. – 1989. – Vol. 34. – № 2. – P. 213-240.
26. Научный отчет: Биологические, биофизические и радиохимические исследования в 70-м рейсе НИС «Профессор Водяницкий» (18–29 августа 2011 г.). – Севастополь: ИнБИОМ НАН Украины, 2012. – 391 с.
27. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / Під ред. Романенка В.Д. – Київ: НВП Вид-во «Наукова думка» НАН України, 2010. – 262 с.
28. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation. Report to the General Assembly, with scientific annex: Effect of radiation on the environment. – New York: United Nations, 1996. – 86 p.
29. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б., Крот Ю.Г., Кипнис Л.С., Мардаревич М.Г., Сивак О.В. Гидробионты зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: современные уровни содержания радионуклидов, дозовые нагрузки и цитогенетические эффекты // Материалы II-го Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Геология, экология, геохимия», 18–22 октября 2004 г., Томск. – Томск: Изд-во «Тандем-Арт». – 2004. – С. 168-171.
30. Marine Environmental Assessment of the Black Sea. Working Material. Regional Technical Co-operation Project RER/2/003. – Vienna: Reproduced by the IAEA. – 2004. – 358 p.

Рецензенти: **Кутлахмедов Ю. О.**, д.б.н., професор Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України (м. Київ);

**Петрук В. Г.**, д.х.н., професор Вінницького національного технічного університету (м. Вінниця).

© Терещенко Н. М., 2013

*Дата надходження статті до редколегії 2.02.2013 р.*

**ТЕРЕЩЕНКО Наталія Миколаївна** – к.б.н., провідний науковий співробітник Відділу радіаційної та хімічної біології ІнБІМ НАН України, м. Севастополь.

**Коло наукових інтересів:** морська радіохимічна екологія та гідробіологія, радіоекологія трансуранових елементів у Чорному морі, радіотрасерні методи.