



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК



ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД

ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН



РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ



ДЕПАРТАМЕНТ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ
ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ

АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ

МАТЕРИАЛЫ

V ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б.А. ФЛЕРОВА

И

СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

МАТЕРИАЛЫ

ШКОЛЫ-СЕМИНАРА ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ, АСПИРАНТОВ И СТУДЕНТОВ

Борок, 28 октября - 1 ноября 2014 г.

ТОМ 1

можно объяснить, с одной стороны, загрязнением среды серебром вследствие гибели и последующего лизиса мертвых клеток, а с другой стороны – выведением серебра живыми клетками в результате метаболических процессов.

Установлено, что интактная культура *M. arcuatum* росла лучше на фильтрах, полученных из опытных культур на 10 и 21 сутки, чем на фильтрах, полученных на эти же сроки из контрольных культур (рис. д, е). Такой эффект, возможно, связан с неполным использованием питательного ресурса среды при первичной интоксикации из-за гибели клеток, или же со стимулирующим действием остаточного количества серебра в среде на рост клеток.

Рост культуры *M. arcuatum*, сформированной клетками, отсаженными в чистую среду из среды с коллоидным серебром на 5, 7 и 10 сутки, характеризовался наличием длительной лаг-фазы (7-10 суток), однако к концу эксперимента численность была близкой к контрольной (рис. г, д). Эти данные подтверждают, что накопление серебра клетками *M. arcuatum* происходит наиболее интенсивно в начальный период первичной интоксикации.

Интересно отметить, что клетки, отсаженные в чистую среду на 2 и 21 сутки (рис. е), формировали культуры, которые развивались сходным образом и без лаг-фазы. По данным люминесцентной микроскопии, в опытной культуре как на 2е, так и на 21е сутки эксперимента было около 30 % живых клеток (табл.). Можно предположить, что при 2-суточной интоксикации серебро адсорбировалось на поверхности клеток *M. arcuatum*, но внутрь не поступало.

На основании полученных результатов можно полагать, что накопление серебра клетками *S. quadricauda* и *M. arcuatum* происходило преимущественно в период до 7 суток при первичной интоксикации. Фильтраты, полученные после 10 суток, могли содержать остаточные количества серебра и вследствие этого не оказывали явно выраженного токсического действия на развитие клеток, не контактировавших ранее с серебром. Выведение избытка серебра оставшимися живыми клетками при первичной интоксикации происходило быстрее у *M. arcuatum*, чем у *S. quadricauda*. Данные роста интактной культуры на фильтрах и роста контактировавших с серебром клеток в чистой среде свидетельствуют о снижении токсичности бесклеточных фильтратов по мере накопления клетками серебра, а также о высоком адаптационном потенциале как у *S. quadricauda*, так и у *M. arcuatum*, который обусловлен работой компенсаторных механизмов живых резистентных клеток.

Список литературы

1. Silver nanoparticles: behaviour and effects in the aquatic environment / Fabrega J., Luoma N.S., Tyler C.R. et al. // *Environ Int.* – 2011. - №37. – P. 517 – 531.
2. Реакция хлорококковых водорослей на присутствие микроколичеств серебра / Спиркина Н.Е., Дмитриева А.Г., Ипатова В.И., Филенко О.Ф. // *Материалы IV Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова.* - Борок, 2011. - Том. 2. - С. 64-67.
3. Resistance of microalgae to colloidal silver / Ipatova V.I., Spirkina N.E., Dmitrieva A.G. // *Abstract book of the international scientific conference in memoriam of the 80th anniversary of professor Mikhail V. Gusev "Physiology and biotechnology of oxygenic photoautotrophic organisms: looking into the future"*. – М, 2014. – P. 61.
4. Царенко П.М. Краткий определитель Хлорококковых водорослей Украинской ССР. - Киев: Наукова Думка, 1990. - 106 с.
5. Сравнительная динамика роста культур микроводорослей видов *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind. и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Grzyb. / Спиркина Н.Е., Ипатова В.И., Дмитриева А.Г., Филенко О.Ф. // *Бюлл. МОИП.* - 2014. - Том 119. - Вып. 2. - С. 64-69.

УДК: 574.58:504.574.5(262).

ВЛИЯНИЕ БИОАККУМУЛЯЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ НА УРОВНИ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЧЕРНОМОРСКИЕ ГИДРОБИОНТЫ

Н.Н. Терещенко, В.Ю. Проскурнин, М.С. Дука, Т.А. Крылова

*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского
2990011, просп. Нахимова, 2, Севастополь, Россия, nataler@ukr.net*

В работе на основе изучения накопления постчернобыльских радионуклидов морскими организмами оценены уровни ожидаемого экологического воздействия на черноморские гидробионты ионизирующего излучения от инкорпорированных радиоизотопов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в широком диапазоне их концентраций в морской воде.

Ключевые слова: Чёрное море, гидробионты, $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , биоаккумуляция, уровни экологического воздействия, зоны Поликарпова

После аварии на Чернобыльской АЭС в экосистемы Чёрного моря поступило радиоактивное загрязнение, включая трансурановые альфа-радиоактивные элементы плутония и америция. Наиболее подверглись радиоактивному загрязнению шельфовые зоны, особенно приустьевые области в северо-западных районах моря, куда загрязнение поступало длительный период со стоком рек [1, 2]. Наблюдаемое загрязнение плутонием и америцием черноморских экосистем не достигло поражающих уровней радиационной нагрузки [1, 3], как это произошло в водоёмах 30-км зоны Чернобыльской АЭС [1, 3]. Но поступившие радиоактивные изотопы, играя роль трассера, дают возможность определять параметры радиоэкологических процессов перераспределения техногенных радионуклидов в компонентах морских экосистем [4]. Это, в свою очередь, служит научной базой разработки подходов для оценки уровней ожидаемого экологического воздействия радионуклидов на живые организмы в природных экосистемах в широком диапазоне концентраций радиоактивного загрязнения в воде на основе эквидозиметрических оценок [5]. Такая методология позволяет определить значения критических концентраций, превышение которых приводит к негативным изменениям в популяциях морской биоты, с последующим обеднением биоразнообразия и деградацией морских экосистем.

Целью нашего исследования было изучение загрязнения гидробионтов и морской среды трансурановыми радионуклидами и применение сравнительного эквидозиметрического подхода для оценки уровней экологического воздействия на большие таксономические группы и отдельные виды черноморских гидробионтов ионизирующего излучения от инкорпорированных радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в широком диапазоне их концентраций в морской воде с использованием результатов собственных исследований и литературных данных.

Для оценки экологического воздействия на черноморских гидробионтов ионизирующего излучения от $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am использовали концептуальную радиохемозоэкологическую модель Г.Г. Поликарпова зонирования экологического хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе [1, 5]. При этом учитывали уровни концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в гидробионтах и воде [1-3, 6], коэффициенты накопления (K_n), мощности эквивалентных доз ($\text{MD}_{\text{экв}}$) от внутреннего облучения ионизирующим излучением инкорпорированных в гидробионтах альфа-радионуклидов и показатель 50-ти процентной смертности живых организмов (LD_{50}) при хроническом действии ионизирующей радиации для отдельных таксономических групп гидробионтов [1,7]. Концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в воде и гидробионтах определяли известными радиохимическими методами, с использованием хроматографической очистки и разделения радионуклидов на ионообменных смолах и радиоактивных трассеров, соответственно ^{242}Pu и ^{243}Am , для контроля химического выхода. После приготовления тонкослойных препаратов, измерения проб проводили на альфа-спектрометре "EG&G ORTEC OСТËTË PC" [1].

Как известно, гидробионты могут накапливать радионуклиды в значительных количествах по сравнению с уровнем их содержания в морской воде [1-3, 7-9].

Значения K_n плутония и америция разными группами гидробионтов изменяются в пределах нескольких порядков величин, при этом, несмотря на принадлежность этих обоих радиоактивных элементов к актиноидам, уровни накопления каждого из них одними и теми же видами гидробионтов часто отличаются.

K_n изотопов плутония для морских гидробионтов по мере их возрастания можно расположить в ряд: рыбы ($n \cdot 10^1 - n \cdot 10^2$) < двусторчатые моллюски ($n \cdot 10^2$) < зеленые макроводоросли ($n \cdot 10^2 - n \cdot 10^3$) < зоопланктон ($1 \cdot 10^3$) < бурые макроводоросли ($n \cdot 10^3 - n \cdot 10^4$) < красные макроводоросли ($n \cdot 10^4$) < фитопланктон ($1 \cdot 10^5$) [1, 6, 7].

Для K_n ^{241}Am гидробионтами характерна следующая последовательность возрастания: рыбы ($5 \cdot 10^1$) < двусторчатые моллюски ($1 \cdot 10^3$) < зоопланктон ($2 \cdot 10^3$), < макроводоросли ($2 \cdot 10^4$) < фитопланктон ($2 \cdot 10^5$) [1, 7]. Таким образом, от 10 до 10^5 раз уровни концентраций инкорпорированных радионуклидов плутония и америция в организмах превышают таковые в морской воде, что на порядки увеличивает риск их негативного воздействия на биоту.

Как свидетельствуют выше приведенные данные, очень высокой концентрирующей способностью в отношении плутония среди морских оксибионтов обладает фитопланктон [7, 9]. Коэффициенты накопления плутония фитопланктоном составляют величины порядка $n \cdot 10^5$. На 2 порядка величин ниже, но достаточно высокие значения K_n плутония отмечены для зоопланктона – $n \cdot 10^3$. Очевидно, что такие величины K_n способствуют усиленной миграции плутония по пищевым цепям к верхним трофическим звеньям, а, как известно, фито- и зоопланктон составляют основу кормовой базы для преимущественного количества гидробионтов. Следовательно, эти составляющие трофических цепочек, наряду с красными и бурыми макроводорослями, являются

критическими звеньями в отношении накопления и усиления биотической миграции плутония в высшие звенья трофических пирамид.

Общая тенденция влияния биотических компонентов черноморских экосистем на миграцию и перераспределение плутония и америция в экосистеме выражена увеличением потока биогенной миграции плутония по трофическим цепям, но с разной интенсивностью. Увеличение потока зависит от таксономической принадлежности гидробионтов и, соответственно, их K_n , а также коэффициентов перехода радионуклидов между звеньями трофической цепи. 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 гидробионтами, в целом, снижаются от низших таксонов к высшим. Это снижает риски радиационного воздействия радиоизотопов на гидробионтов высших звеньев, учитывая определяющую роль инкорпорированного радиоактивного загрязнения в формировании дозовых нагрузок на гидробионты от альфа-излучающих радиоизотопов. Соответственно, самые высокие дозовые нагрузки от плутония для гидробионтов разных трофических уровней наблюдали 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. 1. Эквивалентные среднегодовые дозы от $^{239+240}\text{Pu}$ изменялись в диапазоне от $n \cdot 10^{-2}$ до $n \cdot 10^2$ мкЗв·год⁻¹.

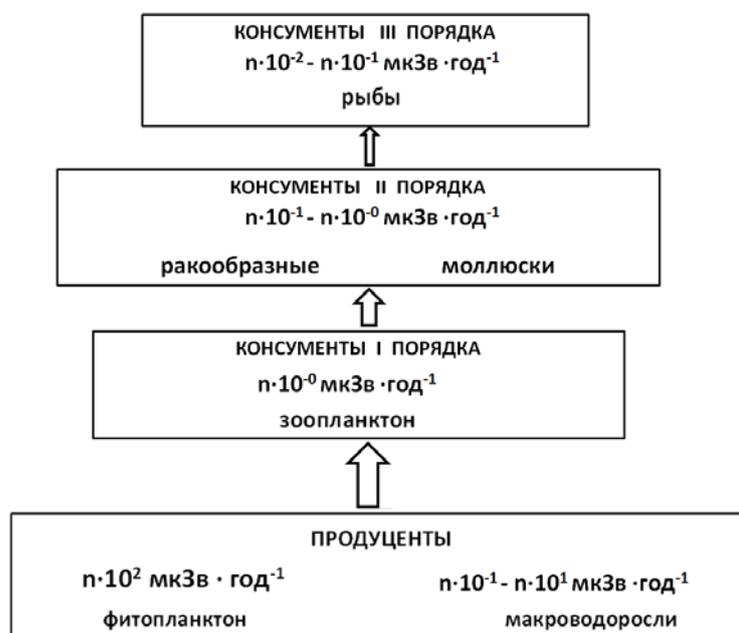


Рис. 1. Уровни мощностей доз от альфа-излучения $^{239+240}\text{Pu}$ для черноморских гидробионтов различных трофических уровней.

Максимальные дозовые нагрузки от инкорпорированных радионуклидов плутония среди изученных черноморских макроводорослей характерны для красной водоросли *Phyllophora crista* (Hudson) P.S. Dixon (филлофора) ($28 - 49$ мкЗв·год⁻¹), для бурой водоросли *Cystoseira crinita* Duby ($0.5 - 3.7$ мкЗв·год⁻¹), а минимальные – для зеленой водоросли ульва *Ulva rigida* C. Agardh. ($0.1 - 1.4$ мкЗв·год⁻¹). Самые низкие дозовые нагрузки среди всех групп исследованных гидробионтов были характерны для рыб ($0,2 - 0,9$ мкЗв·год⁻¹). Соотнесение значения $MД_{экв}$ для гидробионтов со шкалой зональности концептуальной модели Г.Г. Поликарпова [1, 5] позволило оценить уровень экологического воздействия наблюдавшихся концентраций инкорпорированных радионуклидов плутония на морские организмы. $MД_{экв}$ для *Ph. crista* относились к Зоне радиационного благополучия, а для остальных групп гидробионтов к Зоне неопределенности. Расположение представителей различных отделов макроводорослей на шкале зональности действия хронического облучения от ионизирующего излучения на черноморские гидробионты представлено на рис. 2.

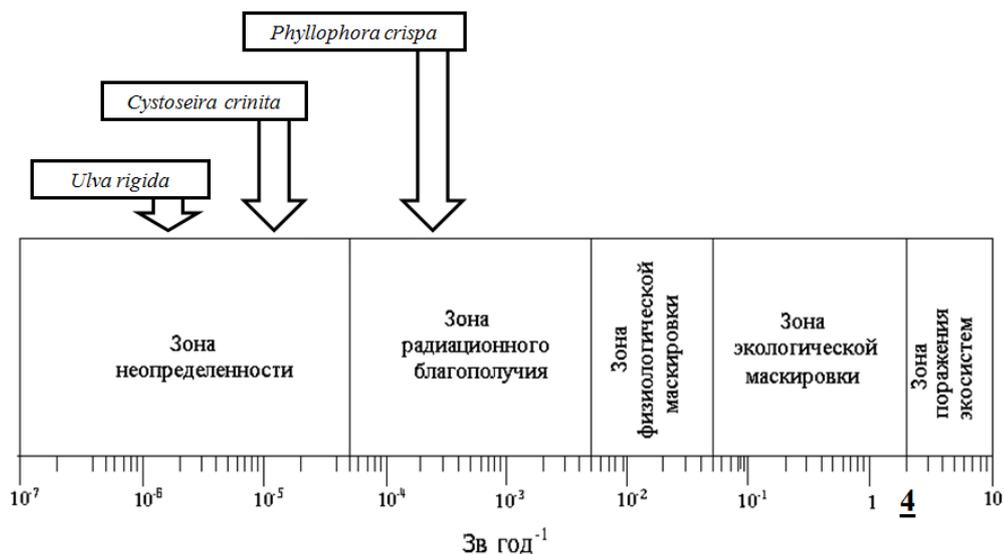


Рис. 2. Уровни современных дозовых нагрузок – мощности эквивалентных доз ($\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$) от воздействия альфа-радионуклидов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ для представителей черноморских многоклеточных водорослей и ожидаемые экологические эффекты воздействия на них, согласно их расположению по зонам Поликарпова [1, 5].

Аналогичная картина характерна и для влияния ^{241}Am , полученные дозовые нагрузки от которого не превышали, даже для фитопланктона, величин порядка $1 \cdot 10^{-4} \text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ (табл.1).

Таблица 1. Мощность эквивалентной дозы ($\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$) в черноморских гидробионтах при разных концентрациях радионуклидов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ и америция ^{241}Am в морской воде ($C_{\text{в}}$, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$) и характерных для них $K_{\text{н}}$

Параметры		$^{239+240}\text{Pu}$					
		$\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ в гидробионтах при разных $C_{\text{в}}$ и $K_{\text{н}}$ плутония					
Группы гидробионтов	$C_{\text{в}} \text{Pu}$	0.000001	0.08	0.8	8	16	80
	$K_{\text{н}} \text{Pu}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$
Фитопланктон	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-4}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$4 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^2$	$16 \cdot 10^3$
Макроводоросли	$5 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$4 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^1$	$16 \cdot 10^2$
Зоопланктон	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$8 \cdot 10^0$	$16 \cdot 10^1$
Моллюски	$5 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^0$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$8 \cdot 10^1$
Рыбы	$1 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>
Параметры		^{241}Am					
		$\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ в гидробионтах при разных $C_{\text{в}}$ и $K_{\text{н}}$ америция					
Группы гидробионтов	$C_{\text{в}} \text{Am}$	0.000001	0.04	0.4	4	8	160
	$K_{\text{н}} \text{Am}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$
Фитопланктон	$2 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-4}$	<u>$4 \cdot 10^{0*}$</u>	$4 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^2$	$16 \cdot 10^3$
Макроводоросли	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$4 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^1$	$16 \cdot 10^2$
Зоопланктон	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$8 \cdot 10^0$	$16 \cdot 10^1$
Моллюски	$1 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^0$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>	$8 \cdot 10^1$
Рыбы	$5 \cdot 10^1$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$	<u>$4 \cdot 10^0$</u>

Примечание: Жирным шрифтом и подчёркиванием выделен предел допустимой $\text{МД}_{\text{экв}}$, превышение которого влечёт негативные изменения в популяциях гидробионтов.

Следовательно, сформированные дозовые нагрузки не вызывали негативного экологического воздействия радионуклидов на черноморскую биоту. Негативное экологическое влияние на черноморские популяции гидробионтов может наблюдаться при достижении критической концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ или ^{241}Am в морской воде, которая приводит к формированию $\text{МД}_{\text{экв}}$ от альфа-излучения этих радионуклидов, превышающих предел допустимого уровня доз равного $4 \text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ [10] (табл.1), что соответствует нижней границе Зоны поражения экосистем [1, 5].

В зависимости от величины аккумуляционной способности гидробионтов в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , критические концентрации радионуклидов в воде изменялись в диапазоне 3-х порядков величин от $8 \cdot 10^{-2}$ до $8 \cdot 10^1$ Бк·л⁻¹ (табл. 1) и в каждой группе водных организмов указывали на критические концентрации в воде для популяций наиболее радиочувствительных видов гидробионтов. Так как радиочувствительность видов, характеризуемая LD₅₀, внутри каждой таксономической группы изменяется в пределах от 1 до 3-х порядков величин [1, 7], то для радиоустойчивых видов критические концентрации будут, соответственно, выше на 1-3 порядка. Но при экологическом нормировании прежде всего должны учитываться критические концентрации для радиочувствительных видов, а также наиболее радиочувствительных стадий развития гидробионтов [1].

Таким образом, дозовые нагрузки от $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , имеющих длительный период полураспада, в отдалённый период после аварии в условиях малоизменяющихся концентраций загрязнения этими радионуклидами водной среды, носили характер хронического воздействия на биоту и уровни экологического воздействия не превышали значений доз, характерных для Зоны радиационного благополучия и при современных концентрациях радионуклидов в компонентах черноморских экосистем не оказывали негативного воздействия на биологические организмы в Чёрном море.

Изученные количественные радиохемозоологические характеристики черноморских гидробионтов, описывающие особенности биотической миграции плутония в водоёме, в частности, параметры концентрирующей способности гидробионтов и эквидозиметрический анализ на базе концептуальной модели зонирования экологического хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе, могут служить основой оценки радиозоологической ситуации в водных экосистемах и её прогноза в широком диапазоне концентраций радиоизотопов в водной среде.

Список литературы

1. Радиозоологический отклик Чёрного 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., Поповичев В.Н., Коротков А.А., Евтушенко Д.Б., Жерко Н.В. / Под ред. Г.Г. Поликарпова и В.Н. Егорова. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ–Гидрофизика», 2008. – 667 с.
2. Tereshchenko N.N., Mirzoyeva N.Yu., Gilin S.B., Milchakova N.A. Contemporary radioecological state of the North-western Black Sea and the problems of environment conservation // *Marine Pollution Bulletin*, 2014. – 81, Issue 1. – p. 7-23.
3. Терещенко Н.Н., Поликарпов Г.Г. Радиационно-экологическая ситуация в Чёрном море в отношении $^{238,239,240}\text{Pu}$ после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоёмами в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и за её пределами // *Проблемы радиозоологии и пограничных дисциплин* / Под. Ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. – Нижневартовск: ООО "Алстер". – 2007. – Вып. 10. – С. 12-29.
4. Gulin S.B., Egorov V.N., Polikarpov G.G., Osvath I., Stokozov N.A., Mirzoyeva N.Yu., Tereshchenko N.N., Gulina L.V., Proskurin V.Yu. Radiotracers in the Black Sea: a tool for marine environmental assessments / *Isotopes in hydrobiology, marine ecosystems and climate change studies: Proceedings of the International Symposium held in Monaco, 27 March – 1 April 2011.* – Vienna: IAEA, 2013. – 2. – P. 535-544.
5. Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionizing radiation in the environment / *RADOC 96-97, Norwich/Lowestoft, 8-11 April, 1997* // *Rad. Prot. Dosimetry.* – 1998. – 75, № 1-4. – P. 181-185.
6. Терещенко Н.Н. Плутоний в гидробионтах Чёрного моря // *Наукові праці: науково-методичний журнал.* - Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2011. – 210, Вип. 198, – Серія: Техногенна безпека. – С. 52-61.
7. Santschi P.H., Honeyman B.D. Radionuclides in aquatic environments // *Radiat. Phys. Chem.* – 1989. – 34, № 2. – P. 213-240.
8. Поликарпов Г.Г. Радиозоология морских организмов /Под ред В. П. Шведова. – М.: Атомиздат., 1964. – 295 с.
9. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиозоология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – М.: Мир, 1999. – 511 с.
10. IAEA. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards // *IAEA Technical Report Series, № 332.* – Vienna: IAEA, 1992. – 74 p.