



УДК 577:539.16: 574.64: 57.08

С. Б. Гулин, д. б. н., зав. отд.

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского Национальной академии наук Украины, Севастополь, Украина

ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ И РТУТИ НА ЧЕРНОМОРСКИЕ ОДНОКЛЕТОЧНЫЕ ВОДОРОСЛИ

Установлено сходство дозовых зависимостей воздействия ионизирующего излучения инкорпорированных радионуклидов разной биологической значимости (^{14}C , ^{106}Ru , ^{144}Ce) и ртути в малых, средних и летальных дозах на темпы деления и размерные характеристики морских одноклеточных водорослей. По результатам этих исследований определён дозовый эквивалент предельно допустимой концентрации ртути в морской среде, который соответствует мощности поглощённой дозы ионизирующего излучения, равной $\approx 35 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$. Это позволяет сравнивать токсическое действие загрязняющих веществ ядерной и неядерной природы.

Ключевые слова: Чёрное море, одноклеточные водоросли, радионуклиды, ртуть, эквидозиметрия, экотоксикология

Экологическая токсикология является одной из наиболее приоритетных областей фундаментальных и прикладных исследований, направленных на разработку нормативной базы для оценки предельно допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду и определения риска её загрязнения веществами различной экологической значимости. Для координации этих исследований в Европейской Комиссии создан постоянно действующий Комитет по токсичности и экотоксичности (CSTEE), а также разработано Техническое руководство по оценке экологического риска химических веществ (Technical Guidance Document for risk assessment of chemicals, EC, 1996) и Директива № 2000/60/EC (Water Framework Directive), содержащая основные экологические правила водопользования. В рамках этих международных усилий разрабатываются различные показатели, индексы и критерии для оценки качества водной среды, например, величина предельной эмиссии токсикантов ETLs (Emission Toxicity Limits), а также их предполагаемой концентрации в окружающей среде PEC (Predicted Environmental Concentration). Однако область применения этих показателей, как правило, ограничена оценкой опасности локальных стоков токсичных веществ, и поэтому они в значительно меньшей степени могут быть использованы для экологического нормирова-

ния больших акваторий и морских бассейнов, в которых одновременно с поступлением загрязняющих веществ протекают крупномасштабные океанографические и биогеохимические процессы самоочищения [3, 7, 9, 12, 13]. Это определяет необходимость балансовой оценки всей совокупности таких процессов на единой методологической базе, которая ещё недостаточно разработана, особенно в отношении сравнительной оценки экологической опасности загрязняющих веществ ядерной и неядерной природы. Для решения этих задач в морской радиоэкологии создана и активно развивается концепция эквидозиметрии, которая позволяет сравнивать биологические эффекты радиоактивных и химических загрязнений, сопоставляя их действие с величиной аналогичного эффекта, обусловленного только ионизирующим излучением, которое в отличие от большинства известных химических токсикантов имеет не столь специфическое влияние на живые организмы и поэтому может применяться в качестве универсального дозового эквивалента [15]. Целью данной работы было сравнительное исследование и эквидозиметрическая оценка биологического действия на черноморские одноклеточные водоросли ионизирующего излучения инкорпорированных радионуклидов разной биологической значимости и одного из наиболее токсичных химических загрязнений морской среды – ртути.

Основная задача этих исследований состояла в том, чтобы получить и проанализировать зависимости “доза–эффект” (или “концентрация–эффект”) в отношении радиационного и токсического воздействия на одну из ключевых биопродукционных и физиологических характеристик морского фитопланктона – темпы деления клеток, отражающие скорость роста биомассы клеточных популяций и величину первичной продукции в фотической зоне водоёмов. Кроме того, в этих исследованиях необходимо было определить соответствие дозовых зависимостей шкале зон мощностей доз ионизирующих излучений по уровню их воздействия на объекты биосферы, разработанной акад. Г. Г. Поликарповым для эквидозиметрической оценки влияния факторов разной природы на живые организмы, их популяции, сообщества и экосистемы [15].

Материал и методы. В работе использовали альгологически чистые монокультуры черноморских диатомовых водорослей *Ditylum brightwellii*

для ^{14}C :	0 (контроль), 0.1, 0.2, 0.5, 1.0, 2.0, 5.0, 10.0, 20.0 и 50.0 кБк·мл $^{-1}$;
для ^{106}Ru :	0 (контроль), 0.2, 0.4, 1.0, 2.3, 5.0, 11.0, 24.6, 54.6 и 125.3 кБк·мл $^{-1}$;
для ^{144}Ce :	0 (контроль), 0.2, 0.3, 0.8, 1.7, 6.5, 12.0, 24.2, 54.9 и 158.9 кБк·мл $^{-1}$

Водоросли экспонировали при непрерывном освещении лампами дневного света ($\sim 90 \text{ мкЕ} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$) в течение среднего для каждой культуры периода генерации клеток (20 – 28 ч). Как показано в наших предыдущих исследованиях [1, 2], такая продолжительность экспонирования водорослей позволяет получить более равномерное распределение радионуклидов в их культурах.

Уровни накопления радионуклидов клетками водорослей определяли методом жидкостной сцинтилляции (ЖС) в соответствии с методикой [14]. Для этого по окончании экспозиции из каждой чашки отбирали пипеткой по 50 клеток *D. brightwellii*, отмывали их от радиоактивной среды проводкой через серию часовых стёкол (3 – 5 шт.) с чистым питательным раствором, выполняли морфометрические измерения с помощью микроскопа, снабженного окуляром-микрометром, и по 10 клеток переносили в пять 20-мл тefлоновых флаконов для ЖС-радиометрии. Открытые флаконы сушили при комнатной температуре, после чего в них добавляли по 5 мл сцинтилляционной жидкости Optiphase II (Великобритания).

Радиоактивность проб измеряли с помощью ультра-низкофонового жидкостно-сцинтилляцион-

(West.) и кокколитофориды *Emiliania huxleyi* (Lohmann), выращенные на питательной среде Аллена-Нельсона [11] при естественном рассеянном освещении.

В экспериментах по определению действия ионизирующего излучения инкорпорированных радионуклидов *D. brightwellii* отбирали из исходных культур оттянутой пипеткой под бинокляром МБС-10 и пересеивали по 250 – 300 клеток в 10 пластиковых чашек Петри диаметром 40 мм, содержащих такую же питательную среду с добавлением различного количества ^{14}C -бикарбоната натрия, рутения-106 (^{106}Ru) хлористого и церия-144 (^{144}Ce) хлористого. Выбор этих радионуклидов был обусловлен разной энергией испускаемых ими β -частиц: она минимальна у рутения-106 ($E_{\text{max}} = 0.039 \text{ МэВ}$), на порядок выше у церия-144 (0.310 МэВ), а у радиоуглерода занимает промежуточное значение (0.156 МэВ). Начальные концентрации радионуклидов в соответствующих сериях чашек составили:

ного анализатора 1220-QUANTULUS (LKB Wallac, Финляндия).

Оставшуюся часть водорослей из каждой чашки Петри отмывали от радиоактивной среды аналогичным образом, и по 10 клеток переносили в 5 таких же чашек Петри с чистой питательной средой. Затем раз в сутки под бинокляром определяли изменение численности клеток.

Удельную скорость деления водорослей (R или μ , ч^{-1}) рассчитывали по формуле [11]:

$$R = \frac{\ln(2)}{T_{0.5}}, \quad (1)$$

где $T_{0.5}$ – период удвоения численности клеток (ч).

Для изучения кинетики накопления радионуклидов, в параллельных экспериментах проводили определение уровней содержания ^{14}C , ^{106}Ru и ^{144}Ce в клетках *D. brightwellii* через разное время после их помещения в радиоактивную среду – от 2 до 52 ч. При этом радиометрические измерения выполняли по описанной выше методике. Полученные величины выражали в виде безразмерного коэффициента накопления радионуклидов, равного отношению удельной радиоактивности клеток ($\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$) и питательной среды ($\text{Бк} \cdot \text{л}^{-1}$) и отражающего концент-

рирующую способность живых организмов по отношению к исследуемым элементам [9]. При этом массу клеток рассчитывали по морфометрическим данным, принимая плотность внутриклеточного вещества, равной 1.

Мощность поглощённой дозы облучения водорослей рассчитывали по уровню накопления ими радионуклидов в соответствии с методикой [16]. Расчёт интегральной дозы облучения клеток производили на момент их пересадки в чистую среду, используя кривые кинетики накопления радионуклидов.

В экспериментах с ртутью кокколитовые водоросли *E. huxleyi* экспонировали в сериях чашек Петри, в которые вносили $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ до концентраций: 0 (контроль), 0.001, 0.01, 0.1, 1, 2, 3, 5, 10 и 100 $\mu\text{gHg}\cdot\text{л}^{-1}$. Затем один раз в сутки определяли численность клеток в каждой чашке. С учётом высокого исходного содержания нитратов в питательном растворе Аллена-Нельсона (56 $\text{mgN}\cdot\text{л}^{-1}$), их допол-

нительное внесение даже при максимальных добавках азотнокислой ртути не превышало 0.03%.

Во всех экспериментах результаты определения темпов деления клеток осредняли по 2 повторностям. Средние значения объёмов клеток рассчитывали по 10 – 15 параллельным морфометрическим измерениям их линейных размеров.

Результаты и обсуждение. В результате проведенных экспериментов получены зависимости темпов деления клеток черноморской диатомовой водоросли *D. brightwellii* от уровня воздействия ионизирующего излучения инкорпорированных радионуклидов разной биологической значимости – ^{14}C , ^{106}Ru и ^{144}Ce , выраженного либо в единицах измерения мощности поглощённой дозы ($\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$, рис. 1), либо в виде концентрации радионуклидов в питательной среде ($\text{кБк}\cdot\text{л}^{-1}$, рис. 2).

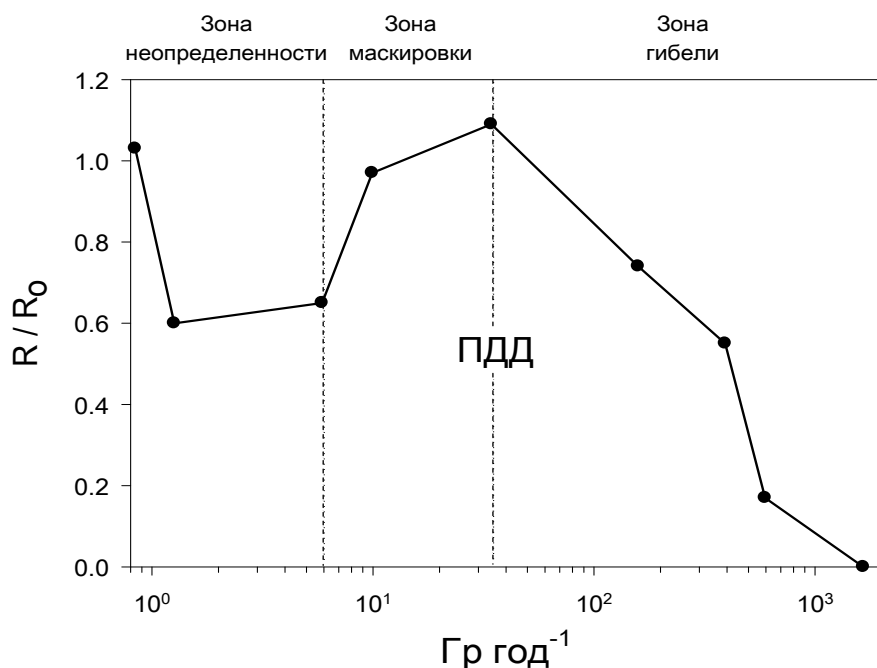


Рис. 1 Зависимость удельной скорости деления клеток черноморской диатомовой водоросли *Ditylum brightwellii* (R) от мощности поглощённой дозы β -излучения инкорпорированного радиоуглерода (R_0 – контроль).
Fig. 1 Dependence of specific rate of cells division of the Black Sea diatoms *Ditylum brightwellii* (R) on the rate of adsorbed dose of β -radiation of incorporated radiocarbon (R_0 – control).

Как известно, с ростом энергии ионизирующих частиц возрастает длина их пробега в живом веществе, и, соответственно, увеличивается вероятность ионизации за пределами внутриклеточного объёма, что ведёт к снижению относительного биологического эффекта инкорпорированных радионуклидов [6, 16]. Кроме того, ^{144}Ce обладает сопутствующим γ -излучением с энергией 0.134 МэВ и относи-

тельным выходом около 11 %, которое характеризуется существенно меньшей плотностью ионизации и биологической эффективностью по сравнению с β -излучением [16]. В наших экспериментах эти различия проявились при сравнении зависимости темпов деления клеток *D. brightwellii* от содержания ^{106}Ru и ^{144}Ce в питательной среде (рис. 2).

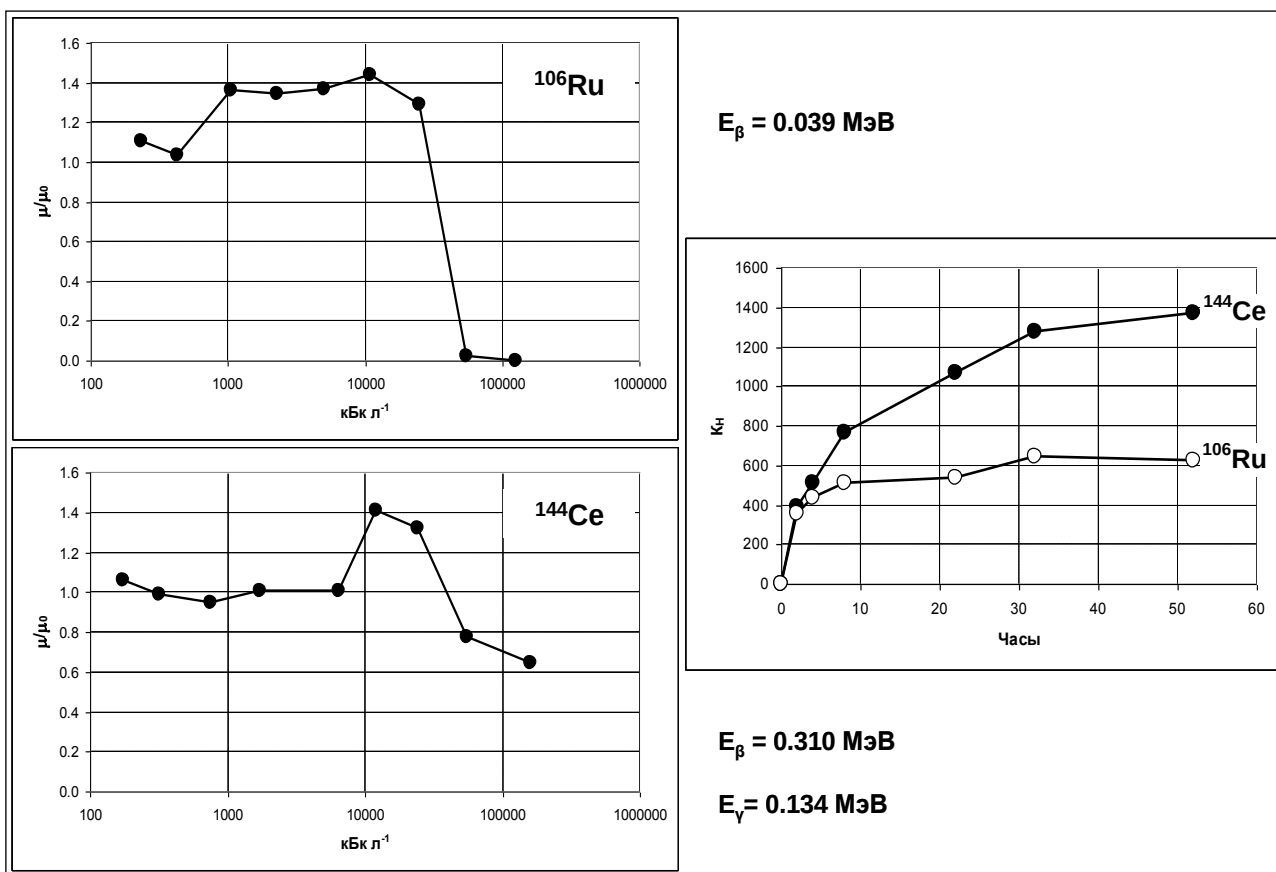


Рис. 2 Зависимость удельной скорости деления клеток черноморской диатомовой водоросли *Ditylum brightwellii* (μ) от концентрации ^{106}Ru и ^{144}Ce в питательной среде (слева) и кинетика накопления водорослями ^{106}Ru и ^{144}Ce (справа). μ_0 – контроль; K_H – коэффициент накопления; E_β и E_γ – энергия β -частиц и γ -квантов, соответственно

Fig. 2 Dependence of specific rate of cells division of the Black Sea diatoms *Ditylum brightwellii* (μ) on concentration of ^{106}Ru and ^{144}Ce in the medium (left), and kinetics of accumulation of ^{106}Ru and ^{144}Ce by algae (right). μ_0 – control; K_H – concentration factor; E_β and E_γ – energy of β -particles and γ -rays, respectively

При концентрации рутения-106 около 55000 кБк л^{-1} клетки водорослей полностью прекращали деление, тогда как при тех же концентрациях церия-144 темп их деления составлял почти 80 % по отношению к контролю, несмотря на то, что коэффициент накопления ^{144}Ce , а значит и его внутриклеточная концентрация при данных условиях были намного выше, чем у ^{106}Ru (рис. 2).

Для всех использованных радионуклидов дозовые зависимости их воздействия на темпы деления клеток имели фазовый характер: при самых малых дозах облучения они либо заметно снижались (на $\sim 40\%$) при воздействии излучения радиоуглерода (рис. 1), либо

оставались неизменными по сравнению с контролем (рис. 2). Затем по мере увеличения дозовой нагрузки скорость деления клеток значительно возрастала, превышая контрольные значения на 10 – 40 % (рис. 1 и 2), и, достигнув максимума, резко снижалась вплоть до полного прекращения (рис. 1 и 2), за исключением эксперимента с ^{144}Ce (рис. 2), излучение которого, как указано выше, обладает меньшей биологической эффективностью по сравнению с радиоуглеродом и рутением-106.

Анализируя эти закономерности, можно предположить, что в интервале минимальных дозовых нагрузок клетки водорослей находятся в зоне неопределённости по отно-

шению уровню воздействия ионизирующего излучения инкорпорированных радионуклидов. Затем по мере увеличения дозы внутриклеточного облучения происходит реализации адаптационных механизмов в виде возрастания темпов деления клеток, возможно, с целью уменьшения внутриклеточной концентрации радионуклидов. После достижения предела адаптационных возможностей, клетки снижают темп деления, по-видимому, из-за нарушений в митотическом цикле. Наконец, при самых высоких дозовых нагрузках наблюдается т.н. “интерфазная” гибель клеток в виде их лизиса и полного разрушения. Согласно упомянутой выше классификации зон мощностей доз ионизирующих излучений по уровню их воздействия на живые организмы, разработанной акад. Г. Г. Поликарповым [15], эти дозовые интервалы можно отнести, соответственно, к зоне неопределённости и радиационного благополучия, к зоне физиологической и экологической маскировки и к зоне лучевого поражения клеток (рис. 1). В нашем случае уровень дозовой нагрузки, при котором увеличение темпа деления клеток достигало максимума, можно определить в качестве предельно допустимой мощности дозы (ПДД) облучения, которая, в случае с радиоуглеродом, составила около $35 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$ (рис. 1). Видно, что при концентрации ртути в питательной среде до $0.01 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ наблюдалось значительное (до 60 %) снижение темпов деления клеток по сравнению с контролем. Затем в диапазоне концентраций от 0.01 до $0.1 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ происходило увеличение скорости деления, после чего она стабилизировалась вплоть до концентрации ртути около $1 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ и вновь уменьшалась по мере дальнейшего роста содержания ртути в питательной среде (рис. 3).

Эффект снижения темпов деления одноклеточных организмов при очень малой интенсивности воздействия неблагоприятных факторов с последующим восстановлением и даже стимулированием скорости их размножения хорошо известен в химической токсикологии [4, 10]. Действительно, в наших экспери-

ментах по воздействию ртути на кокколитофорида получены сходные с радионуклидами зависимости “доза–эффект” (рис. 3).

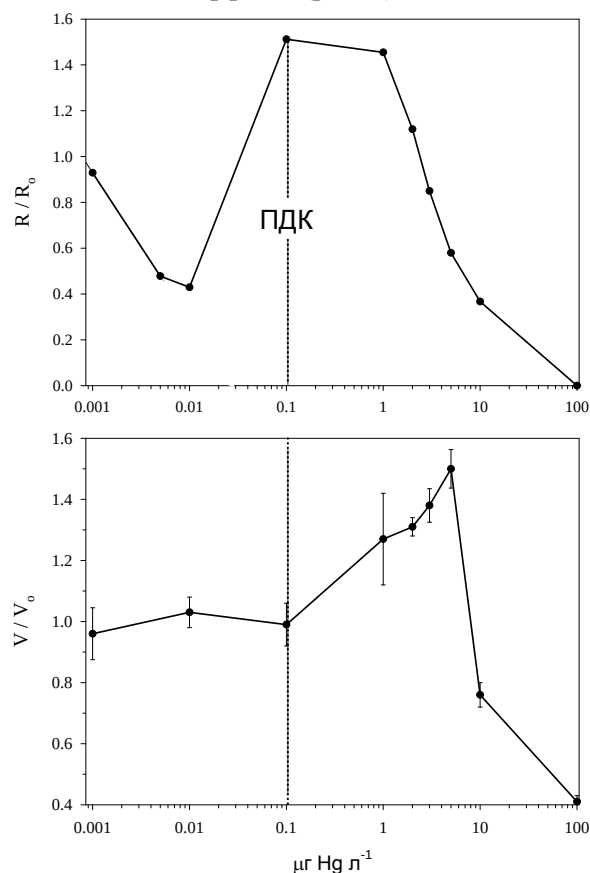


Рис. 3 Зависимость удельной скорости деления (R) и среднего объёма клеток (V) кокколитофориды *Emiliana huxleyi* от концентрации ртути в питательной среде (R_0 и V_0 – контроль)

Fig. 3 Dependence of specific rate of cells division (R) and the average cell volume (V) of coccolithophorids *Emiliana huxleyi* on concentration of mercury in the medium (R_0 and V_0 – control)

Уровень концентрации ртути, при котором клетки водорослей достигали предела своих адаптационных возможностей, выражающихся в увеличении темпов деления ($0.1 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$, рис. 3), соответствует значению предельно допустимой концентрации (ПДК) ртути, установленной для морской воды [9].

При анализе причин столь близкого сходства зависимостей “доза–эффект” для ионизирующего излучения инкорпорированных радионуклидов и ртути следует учитывать, что специфика биологического действия радиации

состоит в отсутствии чётко выраженного дозового порога [6], тогда как токсичность ряда химических веществ, именуемых “концентрационными ядами”, проявляется лишь по достижении ими определённого порогового содержания в биологических объектах [6, 9, 10]. Вместе с тем известен широкий спектр токсических веществ, обладающих кумулятивным действием на водные организмы, когда эффект постепенно нарастает по мере накопления токсиканта в клетках и тканях [4, 10]. Как и в случае с ионизирующим излучением, такое беспороговое воздействие может быть стимулирующим в области т.н. “малых доз” и, наоборот, угнетающим при больших токсических нагрузках [10]. В этом случае дозовые зависимости могут иметь достаточно сложный фазовый характер, когда по мере возрастания дозы или времени воздействия токсиканта наблюдается дискретная последовательность угнетения и затем стимулирования различных физиологических процессов [8].

Очевидно, что описанное выше совпадение реакции водорослей на воздействие в малых дозах ионизирующего излучения инкорпорированных радионуклидов и ртути, т.е. токсикантов разной природы биологического действия, обусловлено активизацией неспецифических механизмов репарации повреждений клеток в определённом диапазоне дозовых нагрузок. Учитывая, что зависимости темпов деления водорослей от доз ионизирующего излучения и концентраций ртути имели фазовый характер (рис. 1 – 3), можно предположить, что это отражает последовательную (по мере возрастания интенсивности или времени неблагоприятного воздействия) активизацию различных репарационных систем, проявляющихся в форме стимуляции размножения водорослей.

На рис. 3 представлена также зависимость среднего объёма клеток *E. huxleyi*, экспонированной в течение 3 сут. в питательной среде с различным содержанием ртути. Видно, что при концентрациях от 0.1 до 5 $\mu\text{gHg}\cdot\text{л}^{-1}$, т.е. в интервале, при котором наблюдалась стиму-

ляция темпов деления водорослей (рис. 3, верхний график), средний объём клеток был значительно выше контрольного. При больших концентрациях ртути размеры клеток, наоборот, резко уменьшались. По-видимому, в первом случае увеличение объёма клеток связано с нарушением деления клеток в митозе, а во втором – с более глубокими нарушениями основного обмена и процессов роста клеток в интерфазе. Установлено, например, что реакции одноклеточных водорослей на добавки в питательную среду тяжёлых металлов могут быть связаны с нарушением проницаемости клеточной оболочки, о чём свидетельствует выход из клеток калия [4, 5]. Это приводит к изменению внутриклеточного ионного баланса и нередко сопровождается морфологическими аномалиями, в частности появлением в культуре крупных округлых или удлинённых клеток с толстой клеточной оболочкой, что приводит к существенному возрастанию размерной гетерогенности популяции в целом [5].

Таким образом, при воздействии малых и средних доз излучения инкорпорированных радионуклидов и ртути могут наблюдаться сходные, не зависящие от природы биологического действия, разнонаправленные изменения темпов деления одноклеточных водорослей, обусловленные, по-видимому, последовательной активизацией разных неспецифических защитных систем клеток, а также различной чувствительностью водорослей в интерфазе и в стадии митоза. В соответствии с концепцией эквидозиметрии, сопоставление столь сходных зависимостей воздействия ионизирующего излучения и ртути на темпы деления одноклеточных водорослей позволяет определить дозовый (Грэй-) эквивалент токсичности ртути при разном уровне её содержания в питательной среде. В частности, сравнивая величину ПДК ртути для морской воды ($0.1 \mu\text{gHg}\cdot\text{л}^{-1}$), соответствующую в нашем случае стадии достижения клетками максимума своих адаптационных возможностей (рис. 3), и предельную мощность дозы внутриклеточного облучения в

той же фазе (рис. 1, ПДД), можно констатировать, что дозовый эквивалент предельно допустимой концентрации ртути в морской среде соответствует мощности поглощённой дозы ионизирующего излучения, равной $\approx 35 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$. Согласно шкале ранжирования зон мощностей доз ионизирующих излучений по уровню их воздействия на объекты биосферы [15], полученная нами эквидозиметрическая оценка даёт возможность определить, что при концентрации ртути в водоёмах, равной её ПДК ($0.1 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$), морские экосистемы могут испытывать воздействие, сравнимое с лучевым поражением в диапазоне дозовых нагрузок $10 - 10^2 \text{ Гр}$ (или $3\text{в} \cdot \text{год}^{-1}$), которое способно приводить к различным эффектам поражения экосистем, в том числе к уменьшению численности и гибели наиболее чувствительных видов. Это может свидетельствовать о том, что установленная в настоящее время величина ПДК ртути в морской среде должна быть пересмотрена в сторону её значительного уменьшения.

Выводы. 1. Установлено сходство дозовых зависимостей воздействия ионизирующего излучения инкорпорированных радио-

нуклидов разной биологической значимости (^{14}C , ^{106}Ru , ^{144}Ce) и ртути на темпы деления и размерные характеристики морских одноклеточных водорослей. Показано, что дозовый эквивалент предельно допустимой концентрации ртути в морской среде соответствует мощности поглощённой дозы ионизирующего излучения, равной $\approx 35 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$. 2. Полученная эквидозиметрическая оценка даёт возможность определить, что при концентрации ртути в водоёмах, равной её ПДК ($0.1 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$), морские экосистемы могут испытывать воздействие, сравнимое с лучевым поражением в диапазоне дозовых нагрузок $10 - 10^2 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$, которое способно приводить к различным эффектам поражения гидробионтов, в том числе, к уменьшению численности и гибели наиболее чувствительных видов. Это свидетельствует о том, что установленная в настоящее время величина ПДК ртути в морской среде должна быть пересмотрена в сторону её значительного уменьшения.

1. Гулин С. Б. Динамические закономерности накопления радиоуглерода одноклеточными водорослями. 3. Использование популяционных характеристик накопления ^{14}C диатомовыми водорослями при количественной оценке его действия на интенсивность пролиферативных процессов. – Киев, 1989. – 15 с. – Рукопись деп. в ВИНИТИ 5.01.90, № 79-B90.
2. Гулин С. Б., Шалапенко А. А. Особенности воздействия инкорпорированного радиоуглерода в малых и средних дозах на морские диатомовые водоросли // Радиобиология. – 1993. – 33, вып. 2(5). – С. 732 – 738.
3. Егоров В. Н. Нормирование потоков антропогенного загрязнения черноморских регионов по биогеохимическим критериям // Экология моря. – 2001. – Вып. 57. – С. 75 – 84.
4. Капков В. И. Принципы методик водной токсикологии // Критерий токсичности и принципы методик по водной токсикологии. М.: Изд. Моск. ун-та, 1971. – С. 218 – 220.
5. Капков В. И. Водоросли как биомаркеры загрязнения тяжелыми металлами морских прибрежных экосистем: автореф. дисс...докт. биол. наук. – М., 2003. – 42 с.
6. Коггл Дж. Биологические эффекты радиации. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 184 с.
7. Корте Ф. Экологическая химия. – М: Мир, 1997. – 396 с.
8. Кузин А. М., Руда В. П., Вагабова М. Э. Об аномалиях кривых "доза эффект" в области малых доз атомной радиации // Радиобиология. – 1990. – 30, вып.2. – С. 215 – 219.
9. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохимическая экология. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.
10. Филленко О. Ф. Водная токсикология. – М.: МГУ, 1988. – 154 с.
11. Экологическая физиология морских планктонных водорослей (в условиях культур). – Киев: Наук. думка, 1971. – 207 с.
12. Gulin S. B., Egorov V. N., Polikarpov G. G. et al. Radiotracers in the Black Sea: a tool for marine environmental assessment / International Symposium on Isotopes in Hydrology, Marine ecosystems and Climate Change Studies: Abstr., (2011; Monaco). –

- Viena, 2011. – IAEA-CN-186. – P. 217. Gulin S. B., Egorov V. N., Polikarpov G. G. et al. General trends in radioactive contamination of the marine environment from the Black Sea to Antarctic Ocean // In: 25 Years after the Chernobyl Accident. – New York (USA): Nova Science Publishers, 2012. – P. 551 – 569.
13. Rivkin R. B., Seliger H. H. Liquid scintillation counting for ^{14}C uptake of single algal cell isolated from natural populations // *Limnology & Oceanography*. – 1981. – **26**. – P. 780 – 785.
14. Polikarpov G. G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionizing radiation in the environment // *Radiation Protection Dosimetry*. – 1998. – **75**, No. 1 – 4. – P. 181 – 185.
15. Woodhead D. S. Methods of dosimetry for aquatic organisms // In: *Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity on Aquatic Ecosystems*. – IAEA. – 1979. – Technical reports series No. 190. – P. 43 – 96.

Поступила 01 октября 2012 г.
После доработки 20 июня 2013 г.

Дія іонізуючого випромінювання і ртуті на чорноморські одноклітинні водорості. С. Б. Гулін. Встановлено подібність дозових залежностей впливу іонізуючого випромінювання інкорпорованих радіонуклідів різної біологічної значущості (^{14}C , ^{106}Ru , ^{144}Ce) і ртуті в малих, середніх та летальних дозах на темпи ділення і розмірні характеристики морських одноклітинних водоростей. За результатами цих досліджень визначено дозовий еквівалент гранично допустимої концентрації ртуті в морському середовищі, який відповідає потужності поглиненої дози іонізуючого випромінювання, що дорівнює $\approx 35 \text{ Гр} \cdot \text{рік}^{-1}$. Це дозволяє порівнювати токсичну дію забруднюючих речовин ядерної та неядерної природи.

Ключові слова: Чорне море, одноклітинні водорості, радіонукліди, ртуть, еквідозиметрія, екотоксикологія.

Effect of ionizing radiation and mercury on the Black Sea unicellular algae. S. B. Gulin. Similarities of the dose dependences of the effect of ionizing radiation of incorporated radionuclides with different biological significance (^{14}C , ^{106}Ru , ^{144}Ce) and mercury in small, medium and lethal doses on the division rate and dimensional characteristics of unicellular algae have been obtained. Resulting of these experiments, the dose-equivalent of the maximum allowable concentration of mercury in marine environment was assessed to be equal the dose rate of ionizing radiation $\approx 35 \text{ Gy} \cdot \text{y}^{-1}$. It allows comparing the toxic effects of nuclear and non-nuclear pollutants.

Keywords: Black Sea, unicellular algae, radionuclides, mercury, equidosimetry, ecotoxicology.