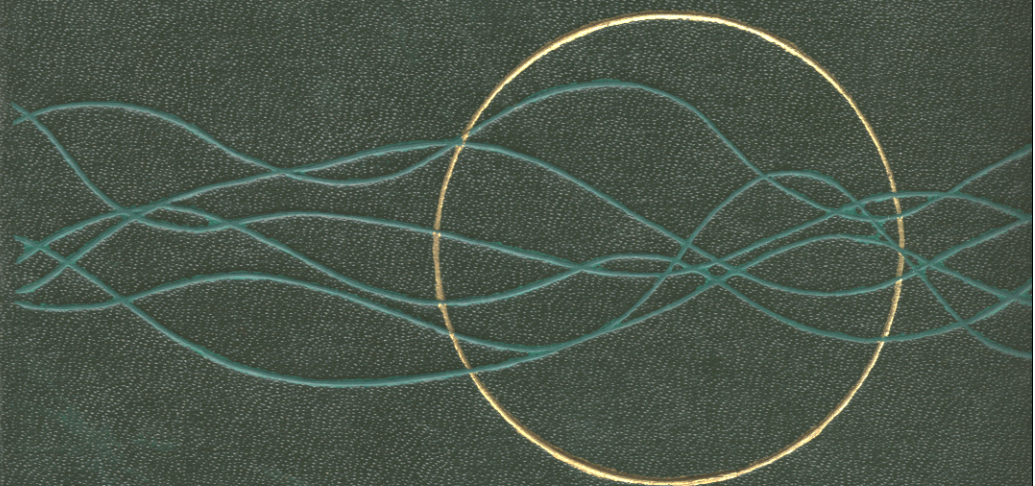


577.371
M20

Морская радио- хемозэкология и проблема загрязнений

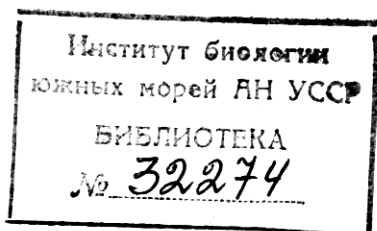


АКАДЕМИЯ НАУК УКРАИНСКОЙ ССР
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ
им. А. О. КОВАЛЕВСКОГО

ПРОВ 98

Морская радио- хемозэкология и проблема загрязнений

*Под общей редакцией
члена-корреспондента АН УССР
Г. Г. ПОЛИКАРПОВА*



КИЕВ НАУКОВА ДУМКА 1984

Морская радиохемоэкология и проблема загрязнений / Под общ. ред. Поликарпова Г. Г. — Киев : Наук. думка, 1984. — 184 с.

Представлены собственные и литературные данные об экологических проблемах атомной энергетики. Исходя из гидрологических, гидрохимических и геологических характеристик описано одно из предполагаемых в будущем мест захоронения радиоактивных отходов. Приведены данные о накоплении радиоактивных аналогов химических элементов одноклеточными водорослями, макрофитами, беспозвоночными и рыбами, материалы по цитогенетическим исследованиям в водной радиохемоэкологии.

Для радиоэкологов, радиобиологов, гидробиологов.

Ил. 76. Табл. 83. Библиогр.: 164—180.

Авторы:

Г. Г. Поликарпов, Г. Е. Лазоренко, Л. Г. Кулебакина, А. Я. Зесенко, Н. С. Риск, В. Г. Цыцугина, В. Н. Егоров, Л. А. Радченко, Д. С. Парчевская, В. И. Тимошук, А. В. Пархоменко, В. П. Парчевский, Д. Д. Рындина, Е. В. Ивлева, Л. А. Ланская.

Рецензенты В. И. Беляев, А. В. Цыбань

Редакция общей биологии

Конец 70-х — начало 80-х гг. XX ст. характеризуется усилением внимания к проблемам охраны гидросферы от антропогенных воздействий. Как и прежде, среди экологических дисциплин об антропогенных факторах важное место занимает радиоэкология, благодаря накопленному ею опыту по изучению первого глобального загрязнения — искусственных радиоактивных нуклидов, образующихся при испытании ядерного и термоядерного оружия [3]. Успех радиоэкологических исследований в большой степени определялся наличием высокочувствительных методов регистрации радиоактивности компонентов экосистем. Поэтому опыт в экспериментальном изучении поведения и судьбы радионуклидов был распространен и на исследования химических загрязнений, для которых, к сожалению, отсутствуют столь чувствительные и быстро действующие методы регистрации. Для изучения химических загрязнений, прежде всего металлов, широкое распространение получил метод радиоактивных индикаторов в разнообразных радиохимических и радиоэкологических вариантах.

Несмотря на свою непосредственную и постоянную связь с практическими задачами, радиоэкология остается наукой, изучающей фундаментальные закономерности взаимодействия экосистем и их составляющих с радиоактивными веществами естественного и искусственного происхождения, включая радиационные эффекты при облучении живых систем ионизирующей радиацией.

Предлагаемая вниманию читателей книга представляет собой очередную этап в реализации программы ЮНЕСКО «Человек и биосфера» в рамках субпроекта «Взаимодействие между водой и живым веществом» под эгидой Национального комитета СССР по названной выше международной программе.

В данной книге изложены основные современные вопросы морской радиохимической экологии в связи с проблемой загрязнения гидросферы, в первую очередь в результате деятельности атомной энергетики. Один из важнейших итогов исследований в этой области — обоснованный вывод о благоприятных условиях для эксплуатации и строительства атомных электростанций (АЭС) в придунайских странах. Кроме того, морские радиоэкологические разработки служат основой для

природоохранных работ в связи с развитием предприятий атомной энергетики в причерноморских и приазовских районах — Одесской АТЭЦ и Крымской АЭС. Представления и модели, описывающие судьбу радиоактивных и химических загрязнений в океане, в особенности самоочистную способность экосистемы фотического слоя, позволили сформулировать понятие экологической емкости водоемов [125].

Выполнение радиохемоэкологических исследований до осуществления крупных технических мероприятий — важный залог того, что живая природа в районах атомных энергокомплексов будет сохранена. Можно надеяться, что это опережение окажет благоприятное влияние на усиление их экологически безопасной эксплуатации в соответствующих приморских регионах.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ

Радиоэкологические аспекты проблемы удаления радиоактивных отходов в морскую среду

В Институте биологии южных морей АН УССР (ИнБЮМ) разрабатывается комплекс вопросов, связанных с изучением биологических последствий при радиоактивном загрязнении морской среды. В результате исследований Всесоюзного научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии Министерства рыбного хозяйства СССР и Института биофизики МЗ СССР сделаны радиоэкологические и радиационно-гигиенические обобщения и предложены практические рекомендации: рабочие пределы концентрации 28 радионуклидов в морской воде при долгосрочном загрязнении районов с различным использованием [255], и пределы концентрации радионуклидов для рыб в морской воде [191]. В ИнБЮМ предложена классификация зон мощностей доз ионизирующих излучений, существующих в природе или создаваемых человеком (табл. 1).

Центральной зоной служит, естественно, зона природных космических лучей и излучений природных радиоактивных веществ в среде и организмах — зона «радиационного благополучия». Ниже этой зоны находится зона, создаваемая защитой от внешних излучений и заменой радиоизотопа на стабильный изотоп того же элемента. В качестве условной границы между зонами может быть принята мощность дозы внешнего облучения 0,04 мГр/год, которую получает одноклеточный организм при распаде ^{40}K на глубине 4000 м. Имеются некоторые данные и теории относительно действия фоновых уровней ионизирующей радиации. Эта зона изучена менее остальных.

Предел дозы, рекомендованный Международной комиссией по радиационной защите для лиц, не работающих с ионизирующей радиацией (0,005 Гр/год), может рассматриваться как верхняя граница зоны радиационного благополучия. Дозовый предел 0,0017 Гр/год, примерно равный удвоенному природному фону, принят для большого количества людей.

Повышенные по сравнению с «обычными» уровни радиоактивного фона в природе составляют 0,005 Гр/год и более. Они проходят через зону физиологической маскировки, в которой регистрируются некоторые эффекты в организме, причем маскируются они, как правило, физиологической вариабельностью (или изменчивостью). Верхняя граница этой зоны хорошо обоснована рядом независимо полученных расчетов, которые близки друг к другу: 0,0365 Гр/год — экологически толерантная мощность поглощенной дозы излучений для радиочувств-

Таблица 1. Перечень существующих и потенциальных зон мощностей доз ионизирующих излучений [323, 324]

Зона	Мощность доз, Гр/год
Подфоновая (радиационной недостаточности)	От минимально возможных до 0,00004
Радиационного благополучия (с подзоной до 0,0017 Гр/год для большого количества людей)	0,00004—0,005
Физиологической маскировки	0,005—0,0365
Экологической маскировки	0,0365—3,65
Явного действия	Более 3,65

вительных органов рыб [191], 0,022 Гр/год не вызывает значительной опасности для популяций рыб [382] и 0,05 Гр/год принята как предел оправданного риска для людей, непосредственно работающих с ионизирующими излучениями [273].

Заметные изменения различных функций водных и сухопутных организмов происходят в пределах зоны экологической маскировки (0,0365—3,65 Гр/год). Однако экологические флюктуации маскируют биологический эффект на уровне популяций и экосистем, которые продолжают свое существование. Отдельные и локализованные высокие аномалии природного фона — вплоть до 0,876 Гр/год во Франции [369] и уровни загрязнения Ирландского моря и р. Колумбия в США до 2,19 Гр/год [231] — входят в эту зону.

Разнообразные эффекты у млекопитающих, рыб, многоклеточных беспозвоночных, высших растений и их популяций происходят при мощности дозы более 3,65 Гр/год, они зависят от величины мощности дозы и радиочувствительности организма. Одноклеточные животные, растения, особенно бактерии, наиболее резистентны.

Таким образом, среди зон повышенных мощностей доз можно выделить следующие: зона физиологической маскировки, в которой возникают, но трудно регистрируются изменения отдельных функций и морфологии животных, и, возможно, растений без заметных последствий для особей (однако большие группы людей не должны хронически облучаться такими мощностями доз в этой зоне во избежание риска увеличения частоты раковых заболеваний и смертности от генетических нарушений в первом и втором поколениях); зона экологической маскировки, где происходят различные изменения в особях, которые, однако, элиминируются естественным отбором так, что популяции животных и растений не теряют способности к существованию (лица, работающие с ионизирующими излучениями, не должны получать более чем 0,005 Гр/год [369]); зона явного действия, в которой наблюдаются эффекты и последствия на всех уровнях организации жизни, включая популяции и экосистемы. Ниже представлены пределы дозы и концентраций соответственно для человека и рыб [191, 255, 369]:

Предел дозы, Гр/год		Предел концентраций, Бк/л	
Для человека	Для рыб	Для человека	Для рыб
0,005	0,0365	370—0,37	370—3,7

Следовательно, успехи радиоэкологии открывают широкие возможности для развития мирного использования атомной энергии в связи с ее безопасностью для живой природы морей и океанов при строгом соблюдении обоснованных нормативов. Это означает, что удаляемые радиоактивные отходы не должны создавать больших мощностей доз излучений и концентраций радионуклидов по сравнению с рабочими пределами. При этом необходимо развивать и далее исследования по глубоководной радиоэкологии мест радиоактивных захоронений. Кроме того, требуются данные о радиочувствительности различных групп морских млекопитающих.

**Выбор модели и расчет последствий
аварийного нарушения целостности упаковки
с радиоактивными отходами на дне океана:
перенос радионуклидов и мощность доз
для придонных и донных организмов**

Опасность загрязнения Мирового океана продуктами ядерных испытаний, отходами атомной промышленности и морского флота вызвала быстрый рост исследований в этом направлении.

Факторы, влияющие на перенос радиоактивных веществ в океане, можно условно разделить на четыре группы: биологические, химические, физические и механические. К биологическим факторам относится способность организмов аккумулировать радиоактивные вещества и разносить их на большие расстояния. Химические факторы — различные химические превращения, а также сорбция донными осадками, физические — распад радиоизотопов и молекулярная диффузия. Механические факторы обусловлены течениями и турбулентной диффузией. Попытки сравнить перенос радиоизотопов за счет биологических [120] и механических процессов [99] показали, что влияние биологических факторов составляет несколько процентов общего процесса, и только в некоторых случаях при больших биомассах и высоких коэффициентах накопления (K_n) вклад биологического переноса достигает 10 %.

Определяющее значение в создании радиационной обстановки в местах захоронения радиоактивных веществ при повреждении контейнеров имеют донные осадки. Некоторые фракции грунтов обладают способностью за короткие промежутки времени сорбировать радионуклиды с K_n , достигающими для железа 10^6 ед. [202]. За счет этого у дна могут создаваться значительные дозы, опасные для донных сообществ.

Модели механического переноса радиоизотопа в океане основаны на решении уравнения турбулентной диффузии. Работы по математическому моделированию распространения радиоактивной примеси в океане выполнены Р. В. Озмидовым [102—105]. Используя решение двумерного уравнения турбулентной диффузии, Р. В. Озмидов [103] проанализировал распространение продуктов ядерного взрыва (25.VII 1946 г.) у атолла Бикини. Область определения решения считается неограниченной, источник — точечный, мгновенный, скорость

течения — постоянная, а коэффициент турбулентной диффузии является функцией расстояния r от центра движущегося пятна:

$$K = ce^{1/2} r^{1/2}, \quad (1)$$

где c — некоторая константа, e — скорость диссипации турбулентной энергии в потоке. Р. В. Озмидов также анализировал решение трехмерного уравнения турбулентной диффузии для точечного мгновенного источника и вдоль оси диффундирующей струи для непрерывного точечного источника.

А. Окубо [308] дал решение и анализ двумерного уравнения турбулентной диффузии для коэффициента диффузии

$$K = \gamma r^{m+1} \varphi(t), \quad (2)$$

где γ — константа, $\varphi(t)$ — некоторая функция от времени.

Разработана теория, учитывающая неоднородность средних скоростей течения [329]. Б. А. Нелепо [99] использовал двумерное уравнение турбулентной диффузии для исследования поля радиоактивности в северо-восточной части Атлантического океана. В. И. Беляев с соавт. [16] построили одномерную нестационарную модель и рассчитали распределение ^{90}Sr по вертикали в Атлантическом океане. Я. Сугиура и др. [359] рассмотрели процесс трехмерной диффузии радиоактивной примеси от мгновенного источника, расположенного в северной части Тихого океана. Размеры исследуемой области ограничены параллелепипедом объемом $12\,000 \times 6000 \times 4$ км³. Коэффициенты диффузии приняты постоянными. Д. Шеперд [351] дал простую одномерную модель распространения загрязнения в глубинах океана.

Все эти модели используют полуэмпирическое уравнение турбулентной диффузии, которое относится к уравнениям параболического типа. Оно дает правильные результаты только при $t \gg t_L$, где t_L — лагранжев масштаб времени, и на небольшом расстоянии от источника. Чтобы избежать эти недостатки, попытались заменить параболическое уравнение диффузии уравнениями гиперболического типа, как это сделал А. С. Монин [94].

В работе Б. А. Кагана и В. А. Рябченко [55] проведен анализ существующих моделей распространения трассеров в океане. Авторы разработали модель, учитывая глобальные размеры исследуемой области и большие промежутки времени изучаемого процесса.

А. Окубо [308] и Р. В. Озмидов [103], сравнивая теоретические значения концентраций примесей в океане с опытными данными, сделали вывод о том, что нельзя дать однозначный ответ в пользу одной какой-либо модели распространения концентрации. Коэффициенты уравнения диффузии зависят от масштаба процесса [103]. Модели, которые используют линейную зависимость коэффициента диффузии от масштаба явления, хорошо описывают процессы размером порядка сотен километров. Уравнения с коэффициентами диффузии, связанными с масштабом законом «степени $1/3$ », хорошо согласуются с экспериментом в пределах нескольких десятков и сотен метров.

Т а б л и ц а 2. Распределение концентраций изотопа в центре мгновенного источника

Изотоп	15 мин	30 мин	1 ч	2 ч	3 ч	4 ч	12 ч
	10^{-3}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-6}	10^{-8}
¹³¹ I	0,828	0,103	0,129	0,160	0,474	0,199	0,718
⁹¹ Y	0,826	0,103	0,128	0,158	0,463	0,193	0,653
²⁴ Na	0,819	0,101	0,123	0,147	0,417	0,168	0,430
²⁶ Mg	0,822	0,101	0,125	0,151	0,435	0,177	0,507
³² P	0,828	0,103	0,129	0,161	0,476	0,200	0,731
⁵² Mn	0,828	0,103	0,128	0,160	0,473	0,198	0,710
⁵⁷ Mn	0,828	0,103	0,128	0,160	0,473	0,199	0,713
⁵⁶ Fe	0,828	0,103	0,129	0,161	0,478	0,201	0,743
⁵⁶ Ni	0,828	0,103	0,128	0,160	0,473	0,198	0,709
⁶⁷ Cu	0,826	0,103	0,127	0,158	0,462	0,193	0,650
⁷⁴ As	0,828	0,103	0,129	0,161	0,477	0,201	0,734
⁷² Se	0,828	0,103	0,129	0,160	0,475	0,199	0,723
⁸⁹ Sr	0,828	0,103	0,129	0,161	0,478	0,201	0,744
⁹⁰ Sr	0,814	0,100	0,120	0,140	0,387	0,152	0,317
⁹⁰ Y	0,828	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,745
⁸⁹ Zr	0,827	0,103	0,128	0,159	0,467	0,195	0,674
⁹⁵ Zr	0,828	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,745
⁹⁵ Nb	0,828	0,103	0,129	0,161	0,478	0,201	0,742
¹¹⁶ Cd	0,826	0,102	0,127	0,157	0,461	0,192	0,640
¹²⁹ Te	0,828	0,103	0,129	0,161	0,478	0,201	0,741
¹³² I	0,771	0,089	0,097	0,090	0,201	0,063	0,023
²³⁶ Pu	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,749
⁹⁰ Sr	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,749
¹³⁷ Cs	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,749
⁹⁹ Tc	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,749
⁶⁰ Co	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,749
⁴⁴ Ce	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,748
¹⁴ C	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,749
²² Na	0,829	0,103	0,161	0,479	0,479	0,202	0,749
³⁵ S	0,828	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,746
⁴⁶ Ca	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,747
⁵⁴ Mn	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,748
⁵⁵ Fe	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,749
⁶⁵ Zn	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,748
⁷⁶ Se	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,747
¹⁰⁶ Ru	0,829	0,103	0,129	0,161	0,479	0,202	0,748

Коэффициенты диффузии в горизонтальном направлении (K_x , K_y) на много порядков превосходят коэффициент диффузии по вертикали K_z . Поэтому при определении концентрации радионуклида для оценки радиационной обстановки от поврежденного контейнера в районе захоронения радиоактивных отходов нами использована двухмерная модель для мгновенного точечного источника [103]. Эту модель можно применить только для распространения примеси в течение сравнительно небольших промежутков времени, что позволит пренебречь эффектами на границах. Область определения считается неограниченной, скорость течения — постоянной, коэффициент турбулентной диффузии является функцией расстояния в степени $1/3$ от

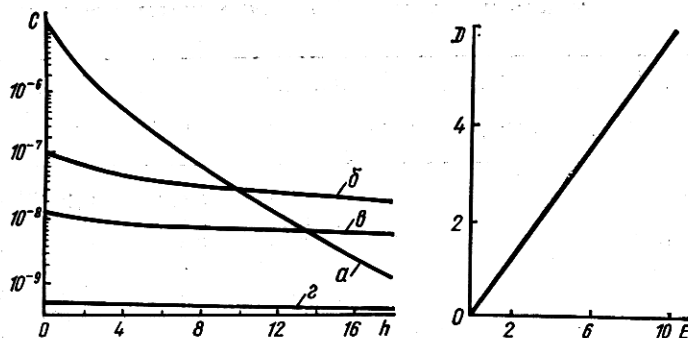


Рис. 1. Распределение концентраций (C , Бк/см³) долгоживущих радионуклидов через 1 ч (а), 5 ч (б), 10 ч (в), 30 ч (г) на расстоянии h (м) от мгновенного источника

Рис. 2. Дозы (D , Гр/ч) от α - и β -излучателей, равномерно распределенных в бесконечно протяженной водной среде, в зависимости от энергии E (МэВ)

мгновенного точечного источника. Модель учитывает распад радиоизотопа во времени:

$$C(x, y, t) = \frac{Q}{6\pi \left(\frac{4k}{9}\right)^3 t^3} \exp\left(-\frac{[(x - u_0 t)^2 + y^2]^{1/2}}{\frac{4}{9} kt} - \Gamma t\right), \quad (3)$$

где $C(x, y, t)$ — концентрация радиоактивного вещества в точке с координатами (x, y) через t , с; Q — количество радиоактивного вещества, Бк; u_0 — скорость течения, см/с; Γ — постоянная распада. Это решение получено для коэффициента турбулентной диффузии $K = kr^{1/3}$, где $k = c\varepsilon^{1/3}$; c — константа, ε — скорость диссипации турбулентной энергии в потоке. В центре пятна

$$C(x = u_0 t, 0, t) = \frac{Q}{6\pi \left(\frac{4k}{9}\right)^3 t^3} \exp(-\Gamma t). \quad (4)$$

В табл. 2 приведено изменение во времени концентрации изотопов в центре мгновенного источника активностью 1 Бк для $c = 0,1$; $\varepsilon = 10^{-3}$.

На рис. 1 представлено распределение концентрации C долгоживущих радионуклидов от мгновенного точечного источника активностью 1 Бк на различных расстояниях при $c = 0,1$ и $E = 10^{-4}$. Концентрация короткоживущих радионуклидов находится умножением C на множитель $e^{-\Gamma t}$. Так как распределение концентрации от центра пятна симметрично, то на рисунке дана только правая ветвь, которая располагается вдоль течения. Определенные таким образом концентрации радиоизотопов у дна океана дают возможность перейти к создаваемым в районе повреждения контейнеров дозам.

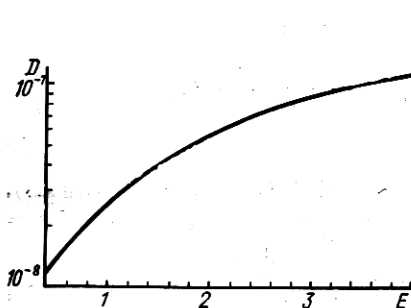


Рис. 3. Дозы (D , Гр/ч) от γ -излучателей, равномерно распределенных в «полубесконечном» водном пространстве, в зависимости от энергии E (МэВ)

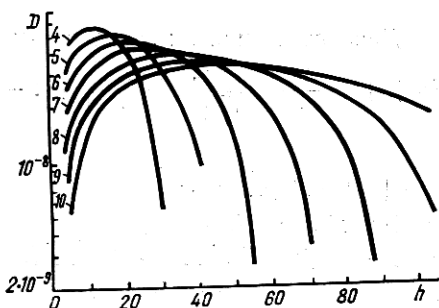


Рис. 4. Дозы (D , Гр/ч) от тонкого плоского α -источника бесконечной протяженности на расстоянии h (мкм) в зависимости от энергии α -частиц ($E = 4,5 \dots 10$ МэВ)

Доза от α -излучателей, равномерно распределенных в бесконечно протяженной среде, описывается соотношением [137]

$$D_{\alpha}(\infty) = 5,76 \cdot 10^{-7} E_{\alpha} C / \rho, \quad (5)$$

где $D_{\alpha}(\infty)$ — Гр/ч; E_{α} — средняя энергия α -частицы на распад, МэВ; C — Бк/см³; ρ — плотность среды, г/см³.

Для β -излучателей с концентрацией C

$$D_{\beta}(\infty) = 5,76 \cdot 10^{-7} \bar{E}_{\beta} C / \rho, \quad (6)$$

где $\bar{E}_{\beta}$ — средняя энергия β -частиц, МэВ (рис. 2).

Для γ -излучателей доза полубесконечного пространства [332] описывается формулой

$$D_{\gamma}(\infty) = (2\pi K_{\gamma} C / \mu) \cdot 2,51 \cdot 10^{-10}, \quad (7)$$

где K_{γ} — гамма-постоянная, $\frac{\text{Гр} \cdot \text{см}^2}{\text{Бк} \cdot \text{ч}}$; μ — эффективный коэффициент ослабления излучения в воде, см²/г. Коэффициент перехода от K_{γ} в $\left(\frac{\text{р} \cdot \text{см}^2}{\text{мКи} \cdot \text{ч}}\right)$ к K_{γ} в $\left(\frac{\text{Гр} \cdot \text{см}^2}{\text{Бк} \cdot \text{ч}}\right)$ равен $2,51 \cdot 10^{-10}$ (рис. 3).

Чтобы рассчитать дозу от донных осадков, предполагается, что дно представляет собой тонкий плоский бесконечно протяженный источник. Доза в точке P на расстоянии h от тонкого плоского α -источника бесконечной протяженности имеет вид [383]

$$D_{\alpha}[P] = \frac{2,89 \cdot 10^{-7}}{\rho} \left[A \ln \left(\frac{R_{\alpha}}{h} \right) + \frac{B}{2} (R_{\alpha}^2 - h^2) \right] \cdot C, \quad (8)$$

где $A = -\frac{0,1263}{E_{\alpha}} \ln 7,99 E_{\alpha}$; $B = \frac{3[E_{\alpha} - AR_{\alpha}]}{R_{\alpha}^3}$;

R_{α} — пробег α -частицы (мкм) энергией E_{α} , МэВ; h — расстояние от плоскости, мкм (рис. 4).

Доза от тонкого плоского β -источника [383]

$$D_{\beta}[P] = \frac{2\pi k C}{\rho^2 v^3} \left\{ a \left[\ln \left(\frac{c}{\rho v h} \right) + 1 - \exp \left(1 - \frac{\rho v h}{c} \right) \right] + \exp(1 - \rho v h) \right\}, \quad (9)$$

где $[] \equiv 0$ для всех $h \geq c/\rho v$, для $\beta^- a = 1 + 3,43 \exp(-1,41 E_{\beta \max})$, $0,0186 \text{ МэВ} \leq E_{\beta \max} \leq 2,966 \text{ МэВ}$; для $\beta^+ a = 1,12$; для $\beta^- c = 1 + 0,059 E_{\beta \max}^{-0,616}$, $0,0186 \text{ МэВ} \leq E_{\beta \max} \leq 2,966 \text{ МэВ}$; для $\beta^+ c = 1,45 + 0,507 (E_{\beta \max} + 0,4)^{-3,65}$, $0,324 \text{ МэВ} \leq E_{\beta \max} \leq 1,88 \text{ МэВ}$;

$v = 15,1 E_{\beta \max}^{+1,74}$, $0,0186 \text{ МэВ} \leq E_{\beta \max} \leq 0,91 \text{ МэВ}$;

$v = 17,9 E_{\beta \max}^{+1,24}$, $0,92 \text{ МэВ} \leq E_{\beta \max} \leq 2,99 \text{ МэВ}$;

$$k = \frac{4,59 \cdot 10^{-8} \rho^2 v^3 E_{\beta \max} n_{\beta}}{ac(3-e) + e} \quad (\text{Гр/ч} \cdot \text{Бк}), \quad (10)$$

ρ — плотность среды, г/см³; h — расстояние от плоского источника, см; D_{β} — Гр/ч; C — Бк/см²; v — см²/г (рис. 5).

Доза от плоского γ -источника на расстоянии h , см [383]

$$D_{\gamma}[P] = 2,89 \cdot 10^{-7} \frac{\mu E_{\gamma} n_{\gamma} C}{\rho} \left\{ \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{nn!} ((-h(\mu + G))^n - (-0,15(\mu + G))^n + (-\mu(h^2 + 117,5)^{1/2})^n - (-\mu h)^n) + \ln \left(\frac{(h^2 + 117,5)^{1/2}}{0,15} \right) \right\}, \quad (11)$$

для $h < 0,15$ см и

$$D_{\gamma}[P] = 2,89 \cdot 10^{-7} \frac{\mu E_{\gamma} n_{\gamma} C}{\rho} \left\{ \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{nn!} ((-\mu h)^n - (\mu(h^2 + 117,5)^{1/2})^n) + \ln \left(\frac{(h^2 + 117,5)^{1/2}}{h} \right) \right\}, \quad (12)$$

для $h \geq 0,15$ см, где μ — эффективный коэффициент ослабления в воде, 1/см; ρ — плотность воды, г/см³; n_{γ} — число фотонов с энергией E_{γ} на один распад, МэВ; $G = \frac{2,3}{r_l(0,3 E_{\gamma})}$, где выражение $r_l(0,3 E_{\gamma})$ представляет собой пробег электрона с энергией $0,3 E_{\gamma}$. Необходимые константы взяты из справочника [93].

В Конвенции по предотвращению загрязнения морской среды путем сброса отходов производства и других веществ [227] приведены нормы сброса радиоактивных веществ:

- 10 Ки/т для α -радионуклидов с периодом полураспада более чем 50 лет (в случае ^{226}Ra не более чем 100 Ки/год в одно место);
- 10^3 Ки/т для β - и γ -радионуклидов, для $^{90}\text{Sr} + ^{137}\text{Cs}$ — 10^2 Ки/т;
- 10^6 Ки/т для трития.

Эти рекомендации основаны на том предположении, что верхним пределом скорости сброса является 100 тыс т/год, а среднее количество отходов составляет 100 т/год в одно место. Расчет рассмотрим на при-

мере ^{239}Pu . Экологически предельно допустимую дозу ЭПДД = $3,65 \text{ Гр/год} = 4,17 \cdot 10^{-4} \text{ Гр/ч}$ [323] создает концентрация ^{239}Pu $C = 1,4 \cdot 10^2 \text{ Бк/см}^3$ в воде. Обозначим эту величину ЭПДК.

По условиям Конвекции средним допустимым количеством сброса в одно место является $10 \text{ Ки/т} \times 100 \text{ т/год} = 1000 \text{ Ки/год}$. Предположим, что это количество равномерно распределено в течение года, тогда в месяц однократно допускается сброс не более $3,1 \cdot 10^{12} \text{ Бк}$. Из рис. 1 видно, что концентрация через 1 ч после повреждения контейнера в центре пятна (если скорость течения $v = 0$, то это место сброса) станет $C = 3,1 \cdot 10^{12} \times 1,3 \cdot 10^{-5} = 4,03 \cdot 10^7 \text{ Бк/см}^3$, что

соответствует дозе (рис. 2) $D = 2,9 \cdot 10^{-7} \cdot 4,03 \cdot 10^7 = 11,7 \text{ Гр/ч}$. Это примерно в $3 \cdot 10^4$ раз больше, чем ЭПДД. Но так как кривая распределения концентрации в течение 1 ч резко падает, но уже примерно в радиусе 20 м достигнет величины ЭПДК.

Через 30 ч после аварии в центре пятна концентрация будет равна $4,5 \cdot 10^{-10} \cdot 3,1 \cdot 10^{12} = 1,4 \cdot 10^3$, а доза $D_\alpha = 1,4 \cdot 10^3 \cdot 2,9 \times 10^{-7} = 4,1 \cdot 10^{-3} \text{ Гр/ч}$, т. е. превышает ЭПДД на большей акватории ($r \approx 500 \text{ м}$). Таким же образом рассчитываются дозы и для β - (рис. 2) и γ -излучателей (рис. 3) в бесконечной протяженной среде.

Через 30 ч после аварии доза от $^{90}\text{Sr} - ^{90}\text{Y}$ будет $D = 8,4 \cdot 10^{-4} \text{ Гр/ч}$, а от $^{137}\text{Cs} - ^{137}\text{Ba}$ $D = 5,2 \cdot 10^{-4} \text{ Гр/ч}$. Сравнение показывает, что доза от ^{239}Pu примерно в 10 раз превышает дозы от β - и γ -изотопов.

^{239}Pu быстро сорбируется грунтами с K_n равным 10^4 ед. Если предположить, что через 5 ч K_n достигают предельного значения, то в центре пятна (рис. 1) концентрация ^{239}Pu на грунте будет $3,1 \cdot 10^{12} \times 1 \cdot 10^{-7} \cdot 10^4 = 3,1 \cdot 10^9 \text{ Бк/см}^2$. Из рис. 4 видно, что на расстоянии 10 мкм от дна $D_\alpha = 4,6 \cdot 10^{-8} \cdot 3,1 \cdot 10^9 = 1,4 \cdot 10^2 \text{ Гр/ч}$. Это в $3,4 \cdot 10^6$ раз больше ЭПДД. Концентрация ^{239}Pu на грунте, которая создает ЭПДД, равна $1 \cdot 10^4 \text{ Бк/см}^2$. Акваторию, на которой продержится такая картина, оценить трудно, так как концентрация и дозы меняются во времени. Но по огромному превышению предельно допустимой дозы (ПДД) и медленному спаду концентраций можно заключить, что эти дозы охватят территорию в радиусе нескольких километров.

Таким образом, грунты имеют особо важное значение в создании поля доз в районах повреждения контейнеров с радиоактивными

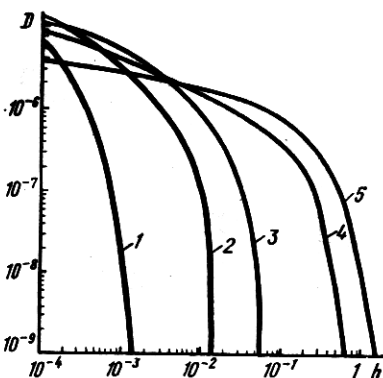


Рис. 5. Дозы (D , Гр/ч) от тонкого β -источника бесконечной протяженности на расстоянии h (см) в зависимости от энергии E :

1 — 0,01, 2 — 0,05, 3 — 0,1; 4 — 0,5, 5 — 1 МэВ

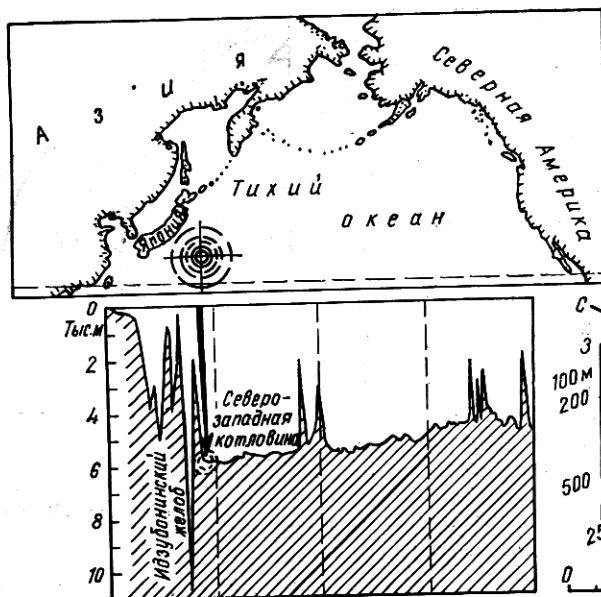


Рис. 6. Район предполагаемого сброса радиоактивных отходов

веществами в придонной полосе, поскольку происходит быстрая сорбция радионуклидов грунтами, отмечены высокие K_n и относительно медленная десорбция.

Океанографическое описание предполагаемого места удаления высокорadioактивных отходов в Тихом океане

Рядом стран Западной Европы производится захоронение отходов ядерной промышленности в различных акваториях Мирового океана и ведутся исследования по определению новых районов. В связи с этим представляют интерес океанологические характеристики одного из новых районов предполагаемого сброса радиоактивных отходов [360], который расположен на юго-западе северного бассейна Тихого океана: 30° с. ш., 147° в. д., средняя глубина — 6 тыс. м (рис. 6).

Субтропическая структура вод района характеризуется относительно высокими значениями температуры, солёности и плотности (табл. 3). Поверхностная водная масса формируется главным образом климатическими условиями. Минимум температуры воды на поверхности (19°C) наблюдается в феврале, максимум (27°C) — в августе. Сезонное изменение солёности незначительное ($0,11\text{‰}$). Подповерхностная водная масса повышенной солёности формируется в тропической области. Промежуточная водная масса пониженной солёности формируется из холодных относительно распресненных вод субтропической структуры.

Т а б л и ц а 3. Характеристика водных масс субтропической структуры на примере типичной станции 30° с. ш., 147° в. д. (Северное полушарие)

Водная масса (пределы глубин, м)	Индексы ядра		Индексы нижней границы	
	$t^{\circ}\text{C}$	$S, \text{‰}$	$t^{\circ}\text{C}$	$S, \text{‰}$
Поверхностная (0—60)	22,2	34,5	21,2	35,2
Подповерхностная повышенной солености (60—300)	16,0	34,8	12,0	34,4
Промежуточная пониженной солености (300—1100)	5,9	34,0	3,2	34,5
Глубинная (1100—3000)	2,3	34,6	1,5	34,5
Донная (глубже 3000)	1,1	34,8	—	—

О формировании глубинных вод среди исследователей нет единого мнения. Расхождения лишь в том, что собственных вод в Северном полушарии (Тихий океан) не образуется, а существует распространение глубинных вод атлантическо-индийского происхождения из антарктической области по всему Тихому океану.

Формирование этой водной массы происходит в Антарктических морях и в некоторых районах материкового шельфа Индийского океана. Донные воды северной части Тихого океана отличаются более высоким содержанием биогенных элементов и низкой концентрацией растворенного кислорода по сравнению с другими океанами. Есть предположение, что донная вода после перехода через экватор в Северное полушарие трансформируется и вместе с глубинными водами возвращается на юг [22].

Придонные воды занимают относительно тонкий слой, от нескольких метров до 60—100 м. В придонном слое вод наблюдается большое своеобразие распределения химических характеристик. Резко падает содержание растворенного кислорода, увеличивается щелочность воды за счет увеличения содержания карбонатов, возрастает содержание кремния, увеличивается аммонийный азот, уменьшается в 2—3 раза концентрация нитратов, появляются нитриты. В большинстве случаев в придонных горизонтах (2, 10, 25 м) наблюдается значительное повышение температуры [112]. Известны случаи, когда отрицательным формам рельефа соответствовала более низкая температура, чем положительным. Наивысшая температура у дна (1,80—1,85 °C) наблюдалась на возвышенностях Восточно-Срединного поднятия [136].

Рельеф дна рассматриваемой акватории представляет собой рельеф юго-западной периферии северо-западной котловины Тихого океана. Для преобладающей части пространства этой котловины характерны глубины 6000—6100 м. Подводную равнину усложняют многочисленные отдельные холмы и горы (принято считать поднятие до 500 м холмом, а выше 500 м — горой). На общем фоне отмечаются локальные понижения дна типа узких желобов-разломов глубиной 6500—6900 м. Оси разломов ориентированы в северо-восточном направлении.

Дно выстилают преимущественно мелкозернистые глубоководные осадки размерностью от крупных алевроитов, мелкоалевритовых илов и алевроитово-глинистых илов до глинистых илов. По вещественному составу они варьируют от насыщенных органогенной составляющей кремнистых и известковых осадков до марганцевистых и марганцево-железистых, содержащих значительное количество марганцевых конкреций [82, 173, 360].

Осадки выравнивают мелкие неровности рельефа кровли «базальтового» слоя. Толщина осадочного покрова резко варьирует (от 200—400 м до 500—800 м); тонкий слой отмечен на склонах холмов и гор, сильно увеличивается в разломах. Аккумулятивные толщи осадочного материала служат вместилищами масс нефти и газа.

Формы рельефа свидетельствуют о тектонической нестабильности района, который лежит на перекрестке двух глобальных сейсмически активных поясов — Альпийско-Гималайского и Тихоокеанского. Крупные землетрясения сопровождаются волнами цунами. Фронты волн ведут себя по-разному в различных районах Тихого океана. По данным Т. Мути [303], волны цунами часто распространяются со скоростью более 100—150 км/ч и обладают огромной энергией. Известны случаи не только разрушений в прибрежной зоне, но и на больших глубинах, например разрывы трансокеанических кабелей связи.

Динамика уровней загрязнений ^{90}Sr и ^{137}Cs воды и гидробионтов в дельте Дуная и прилегающей части Черного моря

Из всех рек черноморского бассейна Дунай — самая крупная река, которая давно привлекает к себе внимание радиоэкологов. Предмет первых радиоэкологических исследований, начатых в 1958 г., были радиоактивные выпадения в бассейне Дуная. Географические исследования распределения радиоактивных выпадений по Земному шару показали, что бассейн Дуная и Черное море расположены в зоне повышенных атмосферных выпадений, в частности по ^{90}Sr [6].

В дальнейшем развитию радиоэкологических исследований в придунайских странах способствовало строительство АЭС в бассейне Дуная, число которых сейчас достигло десяти [51, 109]. В настоящее время предложено организовать международный контроль за радиоактивным загрязнением Дуная [283]. В Международном агентстве по атомной энергии (МАГАТЭ) разработана программа координирования радиоэкологических исследований, проведены международные консультативные и координационные совещания, а также конференции придунайских стран о радиоактивности воды, донных отложений и гидробионтов [51].

Опубликованные в разных странах материалы по радиоактивности Дуная охватывают разные районы и периоды времени исследований, виды гидробионтов, радионуклиды, подвергнутые радиохимическому анализу. Поэтому степень изученности радиоэкологической обстановки на Дунае различна.

В нашу задачу входило обобщение отечественных и зарубежных данных, описывающих динамику радиоэкологической ситуации на Дунае с 1961 г. Кроме того, необходимо охарактеризовать уровень искусственной радиоактивности рыб, водорослей, донных беспозвоночных и среды их обитания — в донных отложениях и воде, а также определить K_d наиболее значимых осколочных и наведенных радионуклидов в гидробионтах обследуемых районов.

Первые радиоэкологические исследования Дуная посвящены изменениям общей β - и α -радиоактивности [241, 361]. Изучали распределение общей β -радиоактивности между жидкой и твердой фазами [362], содержание ^{40}K на югославском участке Дуная в районе Белграда [363], которая в разные годы составила 1,8—5,0 пКи/л (0,066—0,185 Бк/л).

Наиболее детальные исследования радиоэкологической обстановки на Дунае проведены в ФРГ [270—272, 342, 343] на участке от 2457-го до 2203-го км и в Югославии от 1433-го до 945-го км [364]. Результаты измерений общей β -радиоактивности воды за 1957—1973 гг. значительно отличаются друг от друга [364].

В Югославии наиболее высокая β -радиоактивность отмечена в 1958—1965 гг. в период интенсивных испытаний ядерного оружия [364]. Нижние пределы измерений общей β -радиоактивности составили в Австрии — 3—5 пКи/л (0,111—0,018 Бк/л), в Югославии — 2—7 пКи/л (0,074—0,259 Бк/л), в Чехословакии — 2—6 пКи/л (0,074—0,222 Бк/л), в ФРГ — 1—7 пКи/л (0,037—0,259 Бк/л), в Венгрии — 0—4 пКи/л (0—0,0148 Бк/л). Максимальные величины общей β -радиоактивности вод Дуная варьировали в разных странах в более широких пределах, достигая 10 пКи/л (0,370 Бк/л) в Чехословакии, 35 пКи/л (1,295 Бк/л) в ФРГ, 50 пКи/л (1,850 Бк/л) в Австрии, 57 пКи/л (2,109 Бк/л) в Венгрии и 818 пКи/л (30,266 Бк/л) в Югославии [316].

В один и тот же период времени общая β -радиоактивность воды югославской части Дуная была в 2—7 раз больше, чем в других прибрежных странах [364]. Югославские исследователи Т. Тасовац, Р. Радосавльевич, М. Зарич [364] это объясняют гидрологическими условиями и большой площадью водосбора притоков Дуная — Дравы, Тиссы и Савы, составляющей 293 956 км², которые приносят в Дунай на этом участке основное количество воды, и так же высокими коэффициентами корреляции между уровнем глобальных радиоактивных выпадений и общей β -радиоактивностью дунайской воды (0,56—0,96) в период интенсивных радиоактивных выпадений. Картина радиоактивного загрязнения Дуная еще более усложняется, если анализировать данные о содержании и поведении отдельных радионуклидов из разных участков реки.

С 1967 г. в ФРГ в районе Гундреммингена в связи с эксплуатацией АЭС проводятся многолетние радиоэкологические наблюдения. На данном участке Дуная за счет сбросов жидких отходов АЭС главными компонентами являются ^3H (125 Ки, или $462 \cdot 10^{10}$ Бк/год), а также ^{54}Mn , $^{58,60}\text{Co}$, ^{59}Fe , $^{89,90}\text{Sr}$, ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{110m}Ag , ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{140}Ba , $^{140,141,144}\text{Ce}$, на долю которых приходится 1,05 Ки/год ($3,9 \cdot 10^{10}$ Бк/год), т. е. менее 1% трития [265, 345] (табл. 4). В ряде работ [236, 270,

Таблица 4. Среднегодовые концентрации (мБк/л) искусственных радионуклидов в воде Дуная в районе Гундреммингена [265]

Радионуклид	1967 г.	1968 г.	1969 г.	1970 г.	1971 г.	1972 г.	1973 г.
² H	3330	2220	3330	2960	2960	2960	1184
⁵⁸ Co	0,26	0,15	0,15	0,30	0,15	0,26	0,15
⁶⁰ Co	0,07	0,07	0,07	0,02	0,07	0,11	0,07
⁸⁹ Sr	1,78	1,11	2,74	1,66	2,66	0,89	2,52
⁹⁰ Sr	1,26	0,81	1,59	0,92	1,15	0,96	0,63
⁹⁵ Zr/Nb	—	0,04	0,41	1,11	1,07	0,26	0,22
¹⁰³ Ru	0,18	0,07	—	—	—	—	—
¹⁰⁶ Ru	0,26	0,22	1,33	2,22	1,37	0,26	0,13
¹²⁴ Sb	0,22	—	0,04	0,33	0,37	0,07	0,18
¹²⁵ Sb	—	—	—	0,15	0,11	0,04	0,07
¹³¹ I	0,59	0,37	0,59	0,85	1,85	0,41	0,41
¹³⁴ Cs	—	—	0,04	0,01	—	—	—
¹³⁷ Cs	0,55	0,48	0,33	0,37	0,41	0,33	0,22
¹⁴⁰ Ba/La	0,37	0,15	0,07	0,44	0,37	0,11	0,07
^{141,144} Ce	0,04	0,04	0,81	—	0,78	0,70	0,30
Общее без ² H	5,62	3,51	8,17	8,38	10,36	4,40	4,97

Таблица 5. Удаление жидких отходов в Дунай в 1975 г. с АЭС в районе Гундреммингена [270]

Радионуклид	мКи	Бк · 10 ⁹	Радионуклид	мКи	Бк · 10 ⁹
⁵⁴ Mn	10,0	37,00	¹²⁵ Sb	3,6	13,32
⁵⁹ Fe	1,5	5,55	¹³¹ I	259,0	958,30
⁵⁸ Co	54,0	199,80	¹³⁴ Cs	55,0	203,50
⁶⁰ Co	61,0	225,70	¹³⁷ Cs	114,0	421,80
⁸⁹ Sr	368,0	1361,60	¹⁴⁰ Ba	11,0	40,70
⁹⁰ Sr	79,0	290,90	¹⁴⁰ La	11,0	40,70
⁹⁵ Zr	4,5	16,65	¹⁴¹ Ce	3,1	11,47
⁹⁵ Nb	6,3	23,30	¹⁴⁴ Ce	4,3	15,91
¹⁰³ Ru	2,8	10,36			
^{110m} Ag	1,7	6,30	Общее	1,05 Ки	3,885 Бк
¹²⁴ Sb	2,9	10,73	² H	125 Ки	462,5 Бк

Таблица 6. Коэффициенты накопления радионуклидов в донных отложениях в районе Гундреммингена [270]

Радионуклид	1967 г.	1968 г.	1969 г.	1970 г.	1971 г.	1972 г.
⁴⁰ K	1,00	1,7	1,0	1,70	1200,0	1,03
²²⁶ Ra	1,00	1,7	760,0	1,60	1,1	960,00
⁹⁰ Sr	60,00	80,0	50,0	80,00	20,0	60,00
⁸⁹ Sr	40,00	—	10,0	500,00	10,0	100,00
^{134,137} Cs	3,20	690,0	1,3	3,30	2,3	2,54
^{103,106} Ru	—	1,8	910,0	1,40	1,6	1,33

Радионуклид	1967 г.	1968 г.	1969 г.	1970 г.	1971 г.	1972 г.
^{124,125} Sb	2,1	1,3	—	540,00	300,0	1,30
⁹³ Zr/Nb	—	—	4,0	4,10	5,8	3,84
^{141,144} Ce	2,90	—	1,9	5,20	4,6	1,98
¹³¹ I	110,00	130,0	370,0	1,60	300,0	840,0
¹⁴⁰ Ba/La	—	330,0	880,0	330,00	100,6	680,0
^{58,60} Co	4,55	690,0	550,0	1,25	2,4	3,75

271, 342, 334] рассмотрены 22 искусственных и естественных радионуклида в осадках, взвешенном веществе, растениях, мышцах и костях рыб, которые используются для оценки популяционной дозы населения, полученной от радиоактивного загрязнения питьевой воды, рыбы, воды при ирригации, и дозы внешнего облучения от донных отложений. При этом отмечена большая вариабельность K_n , что объясняется вариабельностью уровня сбрасываемых радиоактивных отходов от АЭС (табл. 5), колебаниями в радиоактивных выпадениях, разнообразным составом биоценозов и тем, что не было достигнуто состояние равновесия. Даже усредненные в течение года K_n в грунтах значительно отличаются один от другого (табл. 6). Распределение частот K_n цезия, марганца, рутения и стронция в мышцах рыб и донных отложениях было логарифмическим. Средние K_n этих радионуклидов отличаются от максимальных в 10 раз.

Наиболее разноречивые данные получены о содержании ⁶⁰Co в воде, донных осадках, сестоне, водных растениях и рыбах в ФРГ [341, 342] и Югославии [364]. В 1969—1970 гг. концентрация ⁶⁰Co в западногерманской части Дуная составила 0,03—1,3 пКи/л (1,01—48,1 мБк/л), а в Югославии в тот же период она была почти в 40 раз выше — 4,2—14 пКи/л, или 155—518 мБк/л [341, 342, 364]. Концентрация ⁶⁰Co в планктоне в месте впадения Тиссы в Дунай в апреле 1970 г. достигла огромного значения — 1500 пКи/г (55,5 Бк/г) [364]. Соответствующий K_n равен 357 000 ед. По данным М. Руфа [343], K_n ⁶⁰Co для сестона достигал 20 000, для мышц рыб — 80, для костей рыб — 310, для водных растений — 90 ед.

Различие в поведении ⁶⁰Co в верхней и средней частях Дуная проявилось также в экспериментах со взвешенным веществом, когда K_n составили 200—400 тыс. ед. Коэффициенты накопления стабильного кобальта во взвешенном веществе достигали 177, в донных осадках — 44 500, в планктоне — 381 000 тыс. ед. В притоке Дуная р. Саве K_n кобальта в планктоне были самыми высокими — 360 тыс. ед. [334]. Очевидно, что природные характеристики реки, которые различаются по ходу русла, значительно влияют на поведение радионуклидов в водной системе.

Сравнение результатов исследований за 1961—1973 гг. по содержанию ¹³⁷Cs в воде на разных участках Дуная (ФРГ, Венгрия, Югославия) показало менее значительные различия [336]. В 1977 г. на

притоке Дуная р. Изаре вступила в строй АЭС мощностью 870 МВт [345]. После строительства плотины гидроэлектростанции на Железных воротах и образования водохранилища Джердан в Югославии гидрологические характеристики средней части Дуная изменились. В новых гидрологических условиях изменилось поведение радионуклидов, находящихся в воде во взвешенном состоянии: относительное содержание ^{137}Cs увеличилось в 27 раз. Коэффициенты накопления ^{137}Cs в донных отложениях достигли 12 000 ед. Концентрации ^{137}Cs во взвешях и донных осадках зависят от распределения ^{40}K в воде и донном материале [364]. Подобная тенденция увеличения радиоактивности в донных отложениях после строительства плотины отмечена для ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{144}Ce и некоторых других радионуклидов [364].

В целях прогнозирования поведения радиоактивных веществ в средней части Дуная проводили биогеохимические исследования некоторых стабильных элементов: железа, кобальта, хрома, лантана, скандия в Дунае, водохранилище Джердан и в притоке Дуная р. Тиссе [139, 229, 334, 335]. Содержание стабильного хрома в мышцах рыб существенно зависит от длины тела рыб [337]. Коэффициенты накопления стабильного хрома были самыми высокими в планктоне (10 000—206 700) и взвешенном веществе (3 100—31 000), тогда как в донных водорослях, моллюсках и рыбах они достигали 10—300 ед. Коэффициенты накопления стабильного кобальта в планктоне составили 5400—35 000, в водорослях — 2100—4100, в моллюсках и рыбах — 8—365 ед. [338].

Таким образом, транспорт и биогеохимическое поведение радионуклидов и их стабильных носителей в средней части Дуная в значительной степени зависят от гидрологических и гидрохимических условий в этой части реки и искусственного их изменения человеком. В доступной нам литературе содержится мало сведений о содержании радионуклидов в воде и гидробионтах средней части Дуная на территории Австрии, Венгрии, Чехословакии и Болгарии.

Приводятся данные о суммарной β - и α -радиоактивности гидробионтов в австрийской части Дуная, о концентрациях кадмия, кобальта, марганца, цинка и урана в воде [288, 311, 312]. В австрийских бурых углях содержится 10—100 г/т ^{238}U [312]. Поэтому если тепловая электростанция мощностью 1 000 МВт расходует около 2 млн. т бурого угля в год, то примерно 20—200 т ^{238}U попадают в шлаковый отвал, а оттуда некоторая часть его поступает в поверхностные воды [312]. АЭС такой же мощности расходует около 30 т урана в год [282]. При сжигании бурого угля на тепловых электростанциях происходит загрязнение естественными радиоактивными элементами окружающей среды. По данным польских исследователей, концентрации ^{210}Pb и урана в летучих золах и шлаке меньше, чем в угле [35].

В СССР проводили исследования радиационной обстановки в предпусковой период в районе АЭС Ясловски Богуници, а также измеряли содержание трития в притоке Дуная в первые девять месяцев эксплуатации станции. В чехословацкой части Дуная обнаружены ^{58}Co , ^{131}I , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{137}Cs [370].

Содержание трития в водах Дуная в 1974 г. в районе Будапешта составило 150—200 Т. Е. (тритиевых единиц). Кроме того, обнаружили ^{90}Sr и ^{137}Cs из атмосферных выпадений [282, 370].

В литературе имеются немногочисленные сведения о радиоактивности вод и гидробионтов в болгарской части Дуная за 1964—1974 гг. Изучали содержание ^{40}K , урана и общей β -радиоактивности. С 1970 г. в воде и рыбах определяют ^{90}Sr и ^{137}Cs [315, 355].

В нижней части Дуная и прилегающей зоне Черного моря радиоактивное загрязнение исследуется советскими и румынскими учеными. В работах И. Георгеску и соавт. [244—246] рассмотрено радиоактивное загрязнение водорослей и донных отложений румынской устьевой части Дуная и Черного моря в 1964—1972 гг. [244—246]. Радиоактивное загрязнение в эти годы было обусловлено главным образом продуктами радиоактивных выпадений из атмосферы [244, 246]. В 1971—1972 гг. концентрация ^{106}Ru в золе цистозеры, собранной у берегов Румынии, была в 10 раз ниже, чем в 1965 г. [243, 244]. Концентрация ^{137}Cs в воде Дуная в районе Сфынтул-Георге в 1971—1972 гг. выше, чем в районе черноморского порта Констанцы примерно в 2 раза (1,31 пКи/л, или 0,048 Бк/л и 0,6 пКи/л, или 0,022 Бк/л соответственно) [244]. Аналогичные данные получены для ^{144}Ce и ^{106}Ru . По мнению авторов [244], это является следствием перемешивания и движения водных масс перед проливом Портица (оз. Розелм). В 1977—1978 гг. в воде и донных отложениях румынской части Дуная зарегистрированы ^{144}Ce , ^{125}Sb , ^{22}Na , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{54}Mn , ^{110m}Ag , ^{89}Sr , ^{65}Zn , ^{60}Co [249].

В 1970—1974 гг. румынскими исследователями были проведены измерения общей β - и γ -радиоактивности воды Дуная. В 1970 г. общая β -радиоактивность составила $2,7 \pm 0,4$ пКи/л ($0,099 \pm 0,014$ Бк/л), в 1971 г. — $3,3 \pm 0,6$ пКи/л ($0,122 \pm 0,022$ Бк/л), в 1972 г. — $5,0 \pm 1,0$ пКи/л ($0,185 \pm 0,037$ Бк/л), в 1973 г. — $4,8 \pm 0,9$ пКи/л ($0,177 \pm 0,033$ Бк/л), в 1974 г. — $6,3 \pm 1,2$ пКи/л ($0,233 \pm 0,044$ Бк/л) [249]. Содержание трития в воде Дуная не превысило 6,9—11,5 пКи/л ($0,255$ — $0,425$ Бк/л) [248]. Методом сцинтилляционной γ -спектрометрии в донных отложениях зафиксированы ^{40}K и продукты распада урана и тория. В костях рыб обнаружен только ^{40}K [249].

Концентрация трития после интенсивных испытаний ядерного оружия достигла в 1963 г. 1040 Т. Е./л, эта величина снизилась до 580 Т. Е./л в 1965 г. [272]. С пуском в действие АЭС в Гундреммингене обнаружили повышение концентрации трития в верхнем течении Дуная. Дальнейшие исследования на этом участке Дуная выявили тенденцию к снижению концентрации трития с каждым годом. В 1976 г. его уровень составил 586 Т. Е./л [272]. В 1966—1977 гг. в нижнем участке Дуная зарегистрировано содержание трития 90—700 Т. Е./л со случайными повышенными величинами, среднее 165 Т. Е./л; в 1978 г. 90—194, в среднем 110 Т. Е./л [153].

В 1974 г. в Черном море в 300 км от румынского побережья, где влияние стока Дуная очень мало, в воде обнаружили ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{54}Mn , ^{65}Zn , ^{60}Co и ^{110m}Ag [247, 248]. Концентрации радионуклидов

в воде и донных отложениях были очень низкими. ^{60}Co обнаружен только на одной станции $18 \pm 0,3$ пКи/л ($0,666 \pm 0,011$ Бк/л), концентрация ^{137}Cs в донных отложениях составила $6,2 \pm 1,2$ пКи/л сухой массы ($0,229 \pm 0,044$ Бк/л) [247, 248]. Удельные активности ^{65}Zn и ^{110m}Ag сильно варьировали.

В воде и донных отложениях Дуная и прилегающей северо-западной части Черного моря отмечены ^{40}K , ^{214}Bi , ^{137}Cs , ^{124}Sb , ^{144}Ce , ^{228}Ac , ^{214}Pb , ^{106}Ru , ^{54}Mn , ^{65}Zn , ^{60}Co [348]. В 1972 г. в воде и донных отложениях определены ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H и ^{131}I . Содержание ^{137}Cs в воде Дуная было ниже, чем ^{90}Sr . Во время летних месяцев концентрации изучавшихся радионуклидов были самые высокие [321].

В целях составления радиоэкологических прогнозов румынскими исследователями измерены концентрации 28 химических элементов в дунайской и черноморской воде, в золе донных отложений и трех видов водорослей [244—247, 248]. Цистозира была предложена как индикаторный вид на радиоактивное загрязнение ^{137}Cs и другими радионуклидами. Аккумуляция различных радионуклидов в донных осадках различается в условиях разной солености [247]. Так, в донных отложениях аэробной зоны лагуны Розелм лучше концентрируются марганец, барий, йод и хлор, в донных отложениях анаэробной зоны Черного моря—лантаниды и другие элементы, кроме марганца, бария, йода и хлора.

На основании данных о различии удельных активностей ^{65}Zn в разных водорослях черноморского побережья Румынии сделан вывод о том, что накопление стабильного и радиоактивного цинка в гидробионтах зависит от физико-химического состояния нуклидов в морской воде [245].

Опыт радиоэкологических исследований в устье р. Колумбия также показал, что удельные активности радионуклидов в гидробионтах и воде могут варьировать в широких пределах [366]. На основании данных о различии удельных активностей ^{65}Zn в гидробионтах и воде американские ученые пришли к заключению о том, что физико-химическое состояние ^{65}Zn в морской воде в районе р. Колумбия отличается от физико-химического состояния его стабильного носителя [366]. Отмечено предпочтительное накопление радиоактивного цинка мидиями по сравнению с его изотопным носителем [290]. Однако, используя те же результаты измерений удельных активностей ^{65}Zn в воде и гидробионтах р. Колумбии и прилегающей к ее устью зоны Тихого океана в модели изотопного разбавления ^{65}Zn , теми же авторами [366] был сделан вывод о том, что физико-химические состояния радиоактивного и стабильного цинка не отличаются. Различие в удельных активностях ^{65}Zn в гидробионтах и воде в приустьевой зоне р. Колумбия вызвано большими колебаниями содержания стабильного цинка в речных водах [228].

Многочисленные сведения, приведенные в литературе, о различии в поведении в морской воде и устьях рек, накоплении ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{55}Fe и их стабильных носителей гидробионтами проанализированы в работе А. Я. Зесенко [46]. Отмеченные превышения удельных активностей радионуклидов в гидробионтах по сравнению с таковыми

в воде заставляют с большой осторожностью подходить к использованию K_n стабильных носителей в водных организмах для прогнозирования радиоактивного загрязнения водной флоры и фауны и санитарно-гигиенического нормирования уровней радиоактивного загрязнения природных вод [38].

В то же время в литературе обнаружено мало сведений о содержании радионуклидов в воде и гидробионтах нижней части Дуная и прилегающей к его устью зоны Черного моря. На основании обзора литературных данных и по результатам собственных измерений приводятся данные о балансе и поступлении ^{90}Sr в Черное море с водами Дуная за период с 1961 г. по 1967 г. [157, 169]. Максимум поступления ^{90}Sr с водами Дуная отмечен в 1966 г., когда концентрация его в вершине дельты была 2,4 пКи/л (0,088 Бк/л). В 1967 г. максимальная концентрация достигала 1,75 пКи/л (0,065 Бк/л). При этом выявлено постепенное уменьшение концентрации ^{90}Sr в воде Дуная от устья к открытой части моря. На расстоянии 50 миль от берега она составила уже средние для черноморской воды того времени значения — 0,6—0,8 пКи/л (0,022—0,030 Бк/л).

Измерения содержания ^{90}Sr в Дунае показали существенное различие в его концентрациях по глубине. В односантиметровом поверхностном слое определили наибольшую концентрацию ^{90}Sr —3,74 пКи/л (0,138 Бк/л) с постепенным уменьшением с глубиной, наименьшая концентрация в придонном слое достигла 0,71 пКи/л (0,026 Бк/л). В интегральной пробе концентрация ^{90}Sr составила 0,86 пКи/л (0,031 Бк/л). Объяснение этому эффекту пока не найдено [167, 169].

В 1967 г. в водных растениях (водяной орех чилим и нитчатые водоросли эктокарпус) концентрация ^{90}Sr достигла 15,45 и 363,0 пКи/кг сырой массы соответственно (0,572 и 13,43 Бк/кг), в рыбах (карась, окунь, красноперка, судак, сом, жерех, сазан) — 16,1 — 249 пКи/кг (0,596 — 9,21 Бк/кг) [157]. Данные исследования содержания ^{90}Sr в воде, растениях и животных Черного моря в 1961—1977 гг. приводятся во многих работах [6, 66, 116, 157, 167—169]. Обращено внимание на несовпадение значений K_n стабильного стронция и ^{90}Sr , в частности, в гидробионтах Дуная, Черного моря [158, 190].

При планировании данной работы мы считали необходимым провести исследования радиоактивного загрязнения воды и гидробионтов устья Дуная, северо-западной части Черного моря и прибрежной зоны Крымского п-ова, наименее подверженной влиянию стока рек Дунай и Днепр.

Вода и гидробионты рек и Черного моря в настоящее время могут получать радиоактивные вещества из трех источников: во-первых, непосредственно из атмосферных радиоактивных выпадений, во-вторых, из жидких сбросов прибрежных АЭС и, в-третьих, путем вымывания из почв накопившихся в них радионуклидов. Поэтому в качестве контрольного района выбрали р. Прут — приток Дуная, на которой нет атомных электростанций и таким образом остаются только два источника поступления радионуклидов. Сопоставление во времени качественного и количественного составов радионуклидов в гидробионтах и воде, выяснение путей миграции и перемешивания водных масс

позволят вычислить и оценить роль отдельных факторов в радиоактивном загрязнении Черного моря.

В настоящее время загрязнение Дуная радиоактивными веществами происходит на фоне изменения гидробиологических, гидрохимических характеристик реки в связи со строительством гидротехнических сооружений придунайскими странами для нужд промышленности и сельского хозяйства. Ожидается, что к 1990 г. сток Дуная в Черное море уменьшится на 80—90 км³/год [134]. Поэтому современные исследования представляют интерес для сравнения с данными прошлых лет и послужат фоновым материалом в будущем.

В пределах границ СССР находится участок Дуная от устья р. Прут до Черного моря, включая Килийский рукав и его дельту, заливы (куты) морского края дельты, предустьевое взморье (авандельта), а также придунайские озера, плавни и плавневые водоемы левого бережья, имеющие постоянную или временную связь с рекой. Все водоемы, за исключением некоторых плавневых участков, имеют рыбохозяйственное значение. Особенно интенсивно рыболовство ведется в озерах и Дунае, преимущественно в Килийской дельте и морской предустьевой зоне. Рыбное население Дуная отличается большим разнообразием [151], насчитывая до 64 видов из 19 семейств, преобладают карповые. В дунайской предустьевой зоне Черного моря отмечается 50 видов рыб из 26 семейств.

По экологическим характеристикам рыбы низовья Дуная делятся на несколько основных групп: проходные (осетровые, дунайская сельдь, пузанок, дунайский лосось); полупроходные (сазан, рыбец, лещ, судак), типичные реофилы (марена, стерлядь), озерно-речные жилые формы (сазан, лещ, судак, сом); рыбы плавневых и заросших водоемов (щука, линь, карась, красноперка) и морские, которые встречаются в предустьевой зоне моря. Кроме того, отмечен ряд биологических форм, специфичных для отдельных участков низовья Дуная. В низовьях Дуная отмечено численное преобладание бентосоядных рыб. Основными местами нагула рыб служат придунайские озера, а также рукава и заливы Килийской дельты, в меньшей степени — мелководья дунайского предустьевого взморья.

Проходные осетровые рыбы (белуга, осетр, севрюга) и дунайская сельдь совершают закономерно повторяющиеся нерестовые миграции. Менее четко выражены миграции и кочевки сазана, леща, судака, рыбца, сома и некоторых других рыб, у которых миграции носят в основном местный характер и не выходят за пределы низовьев Дуная, а чаще происходят в устье реки.

В Килийской дельте Дуная и в придунайских озерах выделяется большая группа жилых рыб, которые постоянно держатся в определенном регионе и совершают лишь незначительные местные миграции, связанные с размножением и нагулом. Эти рыбы наиболее многочисленны. Полупроходные рыбы в весенне-летний период заходят из рек в озера на нерест и нагул, они более крупные, чем жилые.

В последние годы в низовьях Дуная произошли большие изменения в условиях существования рыб, главным образом из-за обваловывания пойменных земель, что наряду с другими факторами привело к сни-

жению численности и уловов большинства дунайских рыб. В низовьях Дуная в границах СССР в 1953—1965 гг. вылавливали 15—16 тыс. ц рыбы [151], из которых примерно половина — в реке и половина — в озерах, в то время как 50—60 лет назад и озерах вылавливали 40, а в реке — 7 тыс. ц. Среднегодовые уловы рыбы на румынском участке русла Дуная, в том числе в малых островных озерах, в 1950—1966 гг. составили 16 тыс. ц [9].

Границей северо-западной части Черного моря принята условная линия, соединяющая мысы Тарханкут (СССР, Крым) и Калиакра (Болгария). Общая протяженность ее равна 689 000 км² при объеме воды 1910 км³ и средней глубине 27,7 м [21,28]. Границей северо-западной части приустьевых районов В. С. Большаков [21] считает изохалину 17‰ на поверхности моря. В летнее время эта граница отодвигается на 60—70 миль от берега, зимой ширина района сокращается до 5—15 миль по сравнению с дельтой Дуная. В районе Констанцы и Мангалии соленость составляет 16—23 ‰ [244].

В экономике Черного моря его северо-западная часть имеет важное, определяющее значение. Основу биологических ресурсов в этой части моря составляют рыбы, в основном пелагические, водоросли (филлофора), морская трава zostera, мидии и, в меньшей степени, креветки и устрицы.

К основным промысловым видам рыб северо-западной части Черного моря относятся шпрот, черноморская хамса, сельдь, кефаль, скумбрия, ставрида, пелагида, осетровые, камбала, бычки, тюлька, скат-катран. Доля уловов рыбы в северо-западной части Черного моря по отношению ко всему Черному морю составляет 15,7 % [45]. Средняя рыбопродуктивность этой части Черного моря равна 3,1, в том числе ценной рыбы — 0,5, малоценной — 2,6 кг/га. В уловах рыбных ресурсов на Дунае и в Черном море за последние 10—12 лет наблюдаются тенденция значительного снижения ценных видов и интенсивная эксплуатация запасов малоценных рыб.

Зарегулирование стока рек и изменения в речном стоке, которые вызвали резкое сокращение объема поступающих в море, главным образом в северо-западную часть, биогенных веществ, вместе с повышающимся осолонением прибрежных вод, усложняют условия естественного воспроизводства запасов полупроходных и проходных рыб и нерыбных объектов моря [45, 151].

Содержание химических элементов в воде Дуная в районе гидрофронта и в гидробионтах северо-западной части Черного моря обобщены в работах З. А. Виноградовой, Г. Л. Коган и Т. А. Петкевич [29, 30]. Зимой и летом в воде Дуная содержание химических элементов выше, чем осенью [30]. Отмечается сезонная изменчивость элементарного химического состава в тканях рыб и беспозвоночных северо-западной части Черного моря.

В качестве контрольного района для оценки загрязнения гидробионтов Черного моря радионуклидами из глобальных радиоактивных выпадений выбрана прибрежная часть Черного моря у Крымского п-ова, так как он глубоко вдается в море и не испытывает непосредственного влияния выпадающих в Черное море крупных рек.

Для радиохимического анализа отбирали пробы воды (100 л), гидробионты (1—20 кг) и грунты (до 1 кг). В пресной воде ^{90}Sr выделяли методом осаждения с карбонатами углекислым аммонием, в морской воде — углекислым натрием. Пробы гидробионтов озоляли в муфельной печи при температуре 500 °С. ^{90}Sr осаждали из растворов зола щавелевокислым аммонием. Счет вели по ^{90}Y , эффективность счета определяли по ^{40}K . Подробно методики определения ^{90}Sr и $\text{Sr}_{\text{стаб}}$ описаны в работах Л. Г. Кулебакиной, В. П. Парчевского и И. А. Соколовой [65, 117, 157]. Гамма-спектрометрический анализ проводили на многоканальных анализаторах импульсов с различными кристаллами $\text{NaI}(\text{Ti})$.

В связи с международным характером исследований радиоактивной загрязненности Дуная важное значение имеет сопоставимость результатов измерений, проводимых в разных странах. Поэтому нами проведена интеркалибровка измерений ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде и золе гидробионтов в МАГАТЭ [330, 331].

Результаты интеркалибровки показали, что ошибка определения ^{90}Sr , вычисленная из суммы ошибок определений, не превышает 20 %. Измеренные концентрации ^{137}Cs и ^{60}Co отклонялись менее чем на 2 % от средних значений МАГАТЭ. Интеркалибровка методов определения ^{137}Cs и ^{90}Sr в пресной воде показала, что отклонение величин наших измерений концентраций этих радионуклидов не превышало 10 % данных МАГАТЭ [330, 331].

Кроме того, в процессе выполнения работы проведена межлабораторная калибровка методов определения ^{90}Sr и ^{137}Cs путем обмена пробами с лабораторией биохимии неорганических ионов Института эволюционной физиологии и биохимии АН СССР и Радиевым институтом Государственного комитета по использованию атомной энергии СССР. По данным Радиевого института, содержание ^{137}S в пробе А-13 составляет 126, по нашим измерениям — 121 расп/мин (4 %). В Институте прикладной геофизики Главного управления Гидрометслужбы СССР с целью проверки правильности идентификации γ -излучающих радионуклидов выполнены измерения зола черноморских водорослей на германий-литиевом детекторе объемом 80 см³ с применением 800-канального амплитудного анализатора импульсов, подтвердившие правильность наших выводов об идентификации отдельных гамма-радионуклидов.

^{90}Sr , ^{137}Cs и другие осколочные продукты деления

В табл. 7 сведены результаты определения $\text{Sr}_{\text{стаб}}$ и ^{90}Sr в воде Дуная и Прута за 1976—1979 гг. В Черном море (табл. 8) в этот же период концентрация ^{90}Sr достигла 0,32—0,48 пКи/л (11,84—17,76 мБк/л), в среднем за три года — $0,38 \pm 0,10$ пКи/л ($14,06 \pm 3,7$ мБк/л).

Если сравнить содержание ^{90}Sr в Дунае и в Пруте (табл. 7), то обращает на себя внимание тот факт, что в воде Прута концентрация ^{90}Sr выше, чем в соответствующее время в воде Дуная. При этом содержание $\text{Sr}_{\text{стаб}}$ в воде Прута также выше. Эти результаты согласуются с выводами югославских ученых [364] о влиянии притоков Дуная

Т а б л и ц а 7. Содержание $Sr_{\text{стаб}}$ и ^{90}Sr в воде Дуная и Прута в 1976—1979 гг.

Место и дата отбора проб	$Sr_{\text{стаб}}$	^{90}Sr	
	мг/л	пКи/л	мБк/л
1976 г.			
Вилково, 10.VI	0,17	0,17	6,29
Измаил, 13.VI	0,17	0,20	7,40
Рени, 17.VI	0,20	0,23	8,51
Рени, 18.VI	0,20	0,21	7,77
Вилково, 15.VIII	0,17	0,33	12,21
Вилково, 25.XI	0,19	0,29	10,73
Вилково, 26.XI	0,19	0,20	7,40
Среднее		$0,23 \pm 0,06$	$8,61 \pm 2,10$
1977 г.			
Вилково, 20.III	0,17	0,37	13,69
Вилково, 21.III	0,17	0,24	8,88
1978 г.			
Вилково, 15.II	0,17	0,18	6,66
Киля, 16.II	0,17	0,24	8,88
Рени, 28.V	0,19	0,20	7,40
Залив Базарчук, 2.VI	0,17	0,18	6,66
Вилково, 2.VI	0,20	0,22	8,14
Среднее		$0,20 \pm 0,08$	$7,40 \pm 6,75$
Прут у г. Леово, 28.V	0,32	0,48	17,76
Прут у г. Леово, 30.XI	0,67	0,46	17,02
1979 г.			
Вилково, 1.IV	0,25	0,23	8,51
Вилково, 29.V	0,30	0,17	6,29
Вилково, 12.X	0,30	0,24	8,88
Прут у г. Леово, 23.V	0,60	0,33	12,11
Прут у г. Леово, 10.X	0,50	0,32	11,84
Прут у г. Кагул, 11.X	0,90	0,32	11,84
Среднее			
Дунай		$0,21 \pm 0,03$	$7,89 \pm 1,60$
Прут		$0,32 \pm 0,01$	$11,93 \pm 0,09$

Т а б л и ц а 8. Содержание $Sr_{\text{стаб}}$ и ^{90}Sr в воде Черного моря с 1977 г. по 1979 г.

Место и дата отбора проб	$Sr_{\text{стаб}}$	^{90}Sr	
	мг/л	пКи/л	мБк/л
1977 г.			
Кацивели, 17.IV	3,70	0,36	13,32
Сев.-зап. часть, 23.VI, 0 м	3,70	0,32	11,84
Севастополь, 4.VII, 0 м	4,50	0,35	12,95
Сев.-зап. часть, 17.VIII, 0 м	3,70	0,32	11,84
Сев.-зап. часть, 15.X, 0 м	4,35	0,34	12,58

Место и дата отбора проб	Sr _{стаб}	⁹⁰ Sr	
	мг/л	пКи/л	мБк/л
1978 г.			
Сев.-зап. часть, 12.II, 0 м	4,79	0,39	14,43
» » 12.II, 0 м	4,80	0,39	14,43
» » 10.V, 0 м	4,80	0,35	12,95
» » 13.V, 0 м	4,80	0,33	12,21
44° 50' с. ш., 29° 57' в. д., 12.XI, 0 м	3,07	0,40	14,80
44° 50' с. ш., 29° 57' в. д., 12.XI, 10 м	4,54	—	—
44° 50' с. ш., 29° 57' в. д., 12.XI, 30 м	4,10	—	—
44° 42' с. ш., 29° 54' в. д., 12.XI, 0 м	2,67	0,38	14,06
44° 40' с. ш., 30° 00' в. д., 12.XI, 0 м	4,54	0,35	12,95
44° 40' с. ш., 30° 00' в. д., 12.XI, 10 м	4,80	—	—
44° 40' с. ш., 30° 00' в. д., 12.XI, 50 м	4,00	—	—
44° 10' с. ш., 29° 15' в. д., 14.XI, 0 м	4,10	0,39	14,43
44° 00' с. ш., 29° 00' в. д., 14.XI, 0 м	4,10	0,42	15,54
44° 11' с. ш., 29° 01' в. д., 14.XI, 0 м	4,54	0,41	15,17
44° 11' с. ш., 29° 01' в. д., 14.XI, 10 м	4,14	—	—
44° 11' с. ш., 29° 01' в. д., 14.XI, 20 м	3,60	—	—
44° 11' с. ш., 29° 01' в. д., 14.XI, 30 м	4,40	—	—
44° 11' с. ш., 29° 01' в. д., 14.XI, 40 м	3,74	—	—
43° 00' с. ш., 28° 20' в. д., 17.XI, 0 м	3,47	0,41	15,17
42° 30' с. ш., 28° 15' в. д., 18.XI, 0 м	4,40	0,48	17,76
41° 30,3' с. ш., 29° 01,5' в. д., 21.XI, 0 м	3,27	0,43	[15,91
1979 г.			
42° 02' с. ш., 28° 22' в. д., 21.VIII, 0 м	5,00	0,37	13,69
44° 48' с. ш., 29° 56' в. д., 10.X, 0 м	4,80	0,40	14,80
45° 15' с. ш., 30° 11,8' в. д., 10.X, 0 м	4,80	0,35	12,95
45° 29' с. ш., 29° 49' в. д., 10.X, 0 м	5,60	0,37	13,69
46° 00,7' с. ш., 31° 00,5' в. д., 6.XII, 0 м	3,82	0,34	12,58
44° 26,8' с. ш., 31° 00' в. д., 7.XII, 0 м	3,82	0,34	12,58
43° 05' с. ш., 32° 24,6' в. д., 8.XII, 0 м	4,07	0,325	12,03
44° 27,7' с. ш., 33° 03,2' в. д., 8.XII, 0 м	4,07	0,42	15,54
Севастополь, 15.I	3,82	—	—
Севастополь, 15.II, 10 миль	4,07	—	—

(в частности, Савы, Тиссы, Дравы), обладающих большой площадью водосбора (294 тыс. км²), на радиоактивность Дуная. Ими найдены высокие коэффициенты корреляции (0,53—0,96) между общей β -активностью воды и активностью атмосферных выпадений.

Таким образом, данные о содержании ⁹⁰Sr в воде Дуная и Прута свидетельствуют о том, что основным источником поступления ⁹⁰Sr в Дунай в настоящее время остаются атмосферные выпадения.

Данные, полученные нами в ноябре 1978 г. во время рейса нис «Эрнст Кренкель», показали, что по мере удаления от устья Дуная содержание ⁹⁰Sr в черноморской воде возрастает от 0,35 до 0,48 пКи/л (12,9—17,7 мБк/л). В устье Дуная концентрация ⁹⁰Sr в 1978 г. не превышала 0,18—0,24 пКи/л (6,6—8,8 мБк/л) (табл. 9). Содержание ⁹⁰Sr в черноморской воде у Крымского побережья и в северо-западной

Т а б л и ц а 9. Концентрация ^{90}Sr в воде Дуная с 1966 г. по 1979 г.

Год	^{90}Sr		Литературный источник
	пКи/л	мБк/л	
1966	1,75—2,33	64,75—86,21	[157]
1967	1,75—2,33	64,75—86,21	[72, 157]
1967	1,75—2,40	64,75—88,8	[169]
1967	1,84	68,08	[168]
1972—1974	0,32—0,04	11,84±1,48	[1, 119]
1974	0,50	18,5	[6]
1975	0,34	13,69	[6]
1976	0,23±0,06	8,51±2,22	Наши данные
1977	0,24—0,37	8,88—13,69	» »
1978	0,18—0,24	6,66—8,88	» »
1978	0,21—0,29	7,77—10,73	[153]
1979	0,21	7,77	Наши данные

Т а б л и ц а 10. Концентрация ^{90}Sr в воде Черного моря с 1959 г. по 1979 г.

Год	Район исследования	^{90}Sr		Литературный источник
		пКи/л	мБк/л	
1959	Мыс Киккенеиз	0,058	8,15	[155]
1960	» »	0,29	10,73	[155]
1960	Сев.-зап. часть	0,27	9,99	[155]
1961	» »	0,29	9,62	[167]
1964	Крым, центр. часть	0,65—0,89	24,05—32,90	[15]
1964	Центр. часть Черного моря	0,64—0,91	23,68—33,67	[10]
1964	Крым, Севастополь	0,53—0,59	19,6—21,8	[167]
1965	» »	0,64—0,68	23,7—25,2	[167]
1966	» »	0,66	24,42	[167]
1966	В общем по морю	0,90	33,30	[15]
1966	Сев.-зап. часть	0,6—0,8	22,2—23,6	[169]
1966	Крым, Севастополь	0,66	24,42	[167]
1967	» »	0,72	26,64	[167]
1967	Сев.-зап. часть	0,6—0,8	22,2—23,6	[169]
1968	» »	0,90	33,30	[167]
1968	» »	0,68—0,75	25,16—27,75	[168]
1969	» »	0,68—0,76	25,16—28,12	[167]
1972	В общем по морю	0,54	19,98	[10]
1972	Крым, Севастополь	0,74	27,38	[67]
1972	Центр. часть Черного моря	0,60	22,20	[67]
1973	В общем по морю	0,34	12,58	[10]
1974	Сев.-зап. часть	0,40	14,80	[6]
1975	» »	0,50	18,50	[6]
1977	» »	0,32—0,34	11,8 —12,8	Наши данные
1977	Крым	0,32—0,34	11,8 —12,8	» »
1978	Сев.-зап. часть	0,33—0,48	12,2 —17,7	» »
1979	» »	0,35—0,42	12,9 —15,5	» »

Таблица 11. Концентрации и коэффициенты накопления $Sr_{\text{стаб}}$ и ^{90}Sr в организмах и грунтах Дуная и Черного моря в 1976—1979 гг.

Объект исследования, место и время сбора проб	Ковэффи- циент озоле- ния *	Sr стаб- мг/кг сы- рой массы	90Sr		K _H		
			пКн/кг сырой массы	Бк/кг сырой массы	Sr стаб	90Sr	
Дунай, июнь 1976 г.							
Cladophora sp.	—	230 **	270 **	—	—	—	
Lemna sp.	—	250 **	150 **	—	—	—	
Plankton	—	80 **	—	—	—	—	
Anadonta cellensis,							
раковина	—	860 **	470 **	—	—	—	
тело	—	60 **	—	—	—	—	
Lymnaea stagnalis, целиком	—	380 **	530 **	—	—	—	
Unio pictorum,							
раковина	—	970 **	560 **	—	—	—	
тело	—	60 **	—	—	—	—	
Scardinius erythrophthalmus,							
целиком	137,8	20,67	46,10	1,705	121,0	218,0	
Silurus glanis, целиком	29,6	1,77	14,20	0,525	10,0	64,5	
Alosa kessleri pontica,							
кости	68,8	7,76	7,70	0,284	45,0	35,0	
голова	50,5	1,01	1,00	0,037	7,0	4,6	
голова с жабрами	52,6	1,31	0,96	0,035	7,7	4,5	
кожа с чешуей	52,0	6,24	—	—	34,7	—	
внутренности	12,6	0,50	—	—	2,8	—	
Aspius aspius,							
кости	100,0	11,00	75,00	2,775	65,0	375,0	
голова	87,7	6,13	—	—	36,0	—	
кожа с чешуей	—	110,0 **	110 **	—	—	—	
внутренности	23,2	1,39	2,55	0,094	8,2	11,1	
внутренности с жабра- ми	—	30 **	30 **	—	—	—	
Abramis brama, внутреннос- ти	19,9	0,59	0,60	0,022	3,5	3,0	
Syrprinus carpio, крупный,							
кости	110,0	7,26	70,40	2,604	43,0	352,0	
кожа с чешуей	—	70 **	—	—	—	—	
внутренности	18,8	2,25	1,32	0,049	13,2	5,8	
плавники	—	215 **	—	—	—	—	
мышцы	16,3	Следы	0,13	0,004	—	0,7	
Syrprinus carpio, мелкий,							
кости	110,0	9,90	71,50	2,645	58,0	357,0	
голова	82,0	4,10	41,80	1,546	24,0	209,0	
кожа с чешуей	—	67 **	—	—	—	—	
внутренности	18,7	0,49	0,79	0,029	3,3	2,4	
мышцы	16,3	Следы	0,32	0,011	—	1,6	
Грунт у г. Вилково	—	52 **	—	—	—	—	
Scophthalmus maeoticus							
maeoticus, Черное море, о-в							
Змеинный,							
кости	—	230 **	150 **	—	—	—	
голова	—	100 **	50 **	—	—	—	
мышцы	—	Следы	Следы	—	—	—	
Дунай, февраль 1978 г.							
Scardinius erythrophthalmus	62,5	9,12	26,25	0,971	18,3	119,0	

Объект исследования, место и время сбора проб	Кoeffи- циент озоле- ния *	Sr стаб мг/кг сырой массы	⁹⁰ Sr		K _H	
			пКи/кг сырой массы	Бк/кг сырой массы	Sr стаб	⁹⁰ Sr
Carassius carassius, мелкий	42,1	2,74	16,02	0,593	16,1	72,8
Cyprinus carpio, мелкий,						
кости	196,4	11,80	53,00	1,961	68,4	241,0
голова	68,8	5,34	34,20	1,265	31,4	155,0
кожа с чешуей	96,0	16,81	27,90	1,032	98,8	127,0
Cyprinus carpio, крупный,						
голова	73,4	9,89	36,40	1,347	58,2	165,0
Дунай, май 1978 г.						
Abramis brama	56,8	3,52	14,80	0,548	18,5	74,0
Carassius carassius, крупный	47,0	1,76	24,00	0,888	9,3	120,0
Carassius carassius, мелкий	46,1	2,30	14,30	0,529	12,1	71,5
Silurus glanis	35,8	0,89	8,58	0,317	4,7	42,9
Cyprinus carpio, голова	96,3	5,20	38,50	1,426	27,3	192,0
Cyprinus carpio, июнь	108,8	3,78	46,51	1,721	19,9	232,0
Lymnaea stagnalis, Белго- родский канал	—	165,00 **	350,00 **	—	—	—
Mugil cephalus, Черное мо- ре, февраль, голова	123,2	18,48	27,10	1,003	—	—
Дунай, март 1979 г.						
Scardinius erythrophthalmus	39,5	2,37	20,10	0,744	9,5	87,4
Cyprinus carpio	47,3	2,82	—	—	8,0	—
Cyprinus carpio,						
кости	83,3	7,92	53,30	1,972	31,7	232,0
голова	81,4	4,07	—	—	16,3	—
кожа с чешуей	94,8	5,69	55,00	2,035	22,8	239,0
Abramis brama	44,0	2,20	—	—	8,8	—
Alosa kessleri pontica	48,5	1,20	—	—	4,8	—
Lymnaea stagnalis, Белго- родский канал	282,5	75,00	—	—	300,0	—
Дунай, май 1979 г.						
Scardinius erythrophthalmus	130,0	6,25	22,10	0,818	20,8	74,0
Esox lucius,						
кости	120,9	9,07	36,80	1,362	30,2	216,0
голова	70,2	1,40	29,50	1,091	4,7	173,0
голова	73,7	4,42	—	—	14,7	—
кожа с чешуей	94,4	5,57	28,80	1,066	18,6	169,0
Alosa kessleri pontica						
кости	85,0	3,40	—	—	11,3	—
голова	79,6	1,99	—	—	6,6	—
кожа с чешуей	35,8	1,61	—	—	5,4	—
Acipenser gildenstaedti,						
голова	54,8	4,93	17,50	0,647	16,4	103,0
плавники	60,0	6,60	5,40	0,200	22,0	31,7
Белгородский канал, май 1979 г.						
Cladophora sp.	40,0	8,00	—	—	26,6	—
Myriophyllum spicatum	34,5	34,53	—	—	175,0	—
Lemna sp.	34,5	22,80	—	—	76,0	—
Potamogeton lucens, P. natans	43,4	8,00	14,40	0,533	26,6	84,4
Potamogeton lucens	38,4	11,15	—	—	37,2	—
P. natans	27,6	4,00	—	—	13,3	—

Объект исследования, место и время сбора проб	Коэффи- циент озоле- ния *	Sr стаб- мг/кг сырой массы	°Sr		K _n	
			пКи/кг сырой массы	Бк/кг сырой массы	Sr стаб	°Sr
Дунай, март 1977 г.						
Scardinius erythrophthalmus, целиком	137,8	13,70	41,30	1,528	59,0	137,0
Alosa kessleri pontica,						
кости	110,0	5,50	—	—	32,0	—
голова	50,5	1,26	—	—	7,4	—
кожа с чешуей	52,0	1,90	—	—	11,0	—
внутренности	12,6	0,12	—	—	0,7	—
мышцы	—	Следы	—	—	—	—
Aspius aspius,						
кости	100,0	10,40	78,00	2,886	61,0	260,0
кожа с чешуей	81,1	7,90	31,90	1,180	46,5	106,0
внутренности	19,9	0,92	—	—	5,6	—
мышцы	10,5	0,23	—	—	1,3	—
Abramis brama,						
кости	128,7	17,30	59,80	2,212	102,0	199,0
голова	85,5	9,00	38,50	1,424	53,0	128,0
кожа с чешуей	80,1	7,60	—	—	44,7	—
внутренности	19,9	1,33	—	—	7,8	—
Cyprinus carpio, крупный						
кости	110,0	5,50	—	—	32,0	—
голова	82,0	7,50	71,60	2,649	44,0	238,0
кожа с чешуей	80,1	7,60	73,70	2,726	45,0	245,0
мышцы	16,3	0,63	—	—	3,7	—
Грунт илистый у г. Вилково	—	52 **	250 **	—	—	—
Ил фазеолиновый, сев.-зап. часть Черного моря, 23 июня	—	910 **	390 **	—	—	—
Sprattus sprattus phalericus, сев.-зап. часть Черного мо- ря, 23 июня	13,8	—	3,04	0,112	—	9,5
Sprattus sprattus phalericus, там же, 27 июня	17,2	1,03	4,47	0,165	2,8	14,0
Mytilus galloprovincialis, мыс Тарханкут, раковина	—	1250 **	360 **	—	—	—
23 августа	—	1200 **	330 **	—	—	—
25 августа	—	—	—	—	—	—
Cystoseira barbata, мыс Тар- ханкут, 25 августа	84,4	—	41,27	1,601	—	—
Дунай, октябрь 1977 г.						
Silurus glanis	29,2	0,73	7,61	0,282	4,3	25,4
Aspius aspius	—	62 **	690 **	—	—	—
Acipenser güldenstaedti	21,4	1,78	5,57	0,206	10,5	18,6
Lucioperca lucioperca	—	60 **	330 **	—	—	—
Carassius carassius, мелкий	—	60 **	510 **	—	—	—
Esox lucius	35,1	0,60	16,84	0,623	3,5	56,0
Cyprinus carpio,						
голова	58,8	1,47	30,59	1,132	8,6	102,0
голова	83,3	5,00	49,16	1,819	29,4	164,0
кожа с чешуей	85,4	5,55	69,23	2,561	32,6	231,0
мышцы	56,6	0,68	Следы	—	4,0	—

Объект исследования, место и время сбора проб	Коэффициент озоления *	Sr таб мг/кг сырой массы	**Sr		K _н	
			пКл/кг сырой массы	Бк/кг сырой массы	Sr таб	**Sr
<i>Lymnaea stagnalis</i>	419,0	388,00	203,00	7,511	228,0	677,0
<i>Bathrachium</i> sp.	134,0	4,01	14,20	0,525	13,3	83,5
<i>Nymphaea</i> sp., листья	34,4	1,20	4,80	0,178	4,0	28,2
Дунай, октябрь 1979 г.						
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	52,5	3,15	13,70	0,507	10,5	57,0
<i>Cyprinus carpio</i> ,						
кости	83,2	7,91	—	—	26,4	—
голова	78,5	6,67	—	—	22,5	—
кожа с чешуей	102,3	6,13	61,38	2,271	20,4	256,0
<i>Abramis brama</i> ,						
кости	104,6	6,80	—	—	22,7	—
голова	74,3	3,00	62,40	2,308	10,0	260,0
кожа с чешуей	73,1	4,75	44,74	1,655	15,8	186,0
<i>Esox lucius</i> ,						
кости	93,3	2,33	—	—	7,8	—
голова	153,0	4,59	—	—	15,3	—
кожа	74,6	1,865	—	—	6,2	—
<i>Aspius aspius</i> ,						
кости	106,0	7,95	74,20	2,745	26,5	309,0
голова	71,4	7,50	32,80	1,214	25,0	137,0
кожа с чешуей	84,7	7,62	44,89	1,660	25,4	204,0
<i>Carassius carassius</i> , мелкий,						
кости	70,0	4,69	—	—	15,6	—
голова	65,3	6,53	43,75	1,619	21,8	141,0
кожа с чешуей	77,0	6,54	—	—	21,8	—
<i>Silurus glanis</i> , мелкий,						
кости	65,6	1,64	—	—	5,5	—
голова	57,3	1,15	25,21	0,932	3,8	105,0
кожа с чешуей	29,8	0,75	—	—	2,5	—
<i>Huso huso</i> , голова	37,9	6,82	4,90	0,181	23,1	20,4
<i>Acipenser güldenstaedti</i> , го- лова	40,4	3,63	12,16	0,450	12,1	50,7
Черное море, 1979 г.						
<i>Enteromorpha</i> , Севастополь, июль	53,7	24,18	3,17	0,117	—	—
<i>Phyllophora nervosa</i> , сев.- зап. часть, октябрь	—	Следы	370 **	—	—	—
<i>Sprattus sprattus phalericus</i> , там же	25,4	1,14	1,59	0,058	—	—
<i>Mytilus galloprovincialis</i> , там же	—	—	375 **	—	—	—
<i>Srenilabrus tinca</i> , Севасто- поль, декабрь	120,0	18,0	16,80	0,622	4,7	—
Ил фазеолиновый, сев.-зап. часть, ноябрь	—	470 **	380 **	—	—	—
Ил фазеолиновый, там же	—	470 **	370 **	—	—	—

* Коэффициент озоления, $\frac{\text{масса зола, г}}{\text{сырая масса, кг}}$; ** концентрации даны на золу (Sr таб — мг/кг, **Sr — пКл/кг).

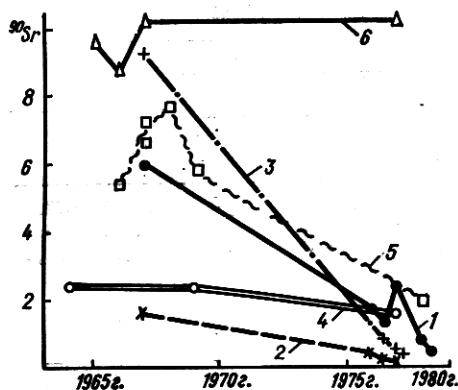


Рис. 7. Концентрация ^{90}Sr (Бк/кг, п · 10^{-3}) в некоторых организмах Дуная и Черного моря:

1 — красноперка, 2 — сом, 3 — карась, 4 — цистозира, 5 — филлофора, 6 — раковина мидий

максимальные значения концентрации ^{90}Sr приходится на 1966—1967 гг., а в Черном море — на 1966—1968 гг. Затем отмечено падение концентрации ^{90}Sr как в Дунае, так и в Черном море. В 1977—1979 гг. в Дунае концентрация ^{90}Sr составила 0,20—0,37 пКи/л (7,4—13,7 мБк/л), а в северо-западной части Черного моря — 0,32—0,48 кКи/л (11,8—17,7 мБк/л). Радиоэкологические исследования отдельных радионуклидов в гидробионтах позволяют оценивать степень облучения водной экосистемы и радиоактивное содержание в пищевых продуктах, употребляемых человеком.

Концентрация ^{90}Sr в дунайских гидробионтах имеет относительно большую вариабельность значений, которая отчасти обусловлена различными условиями районов исследований и временем отбора проб. В табл. 11 сведены полученные нами концентрации ^{90}Sr , преимущественно в дунайских и в некоторой степени в черноморских гидробионтах, за 1976—1979 гг. Всего проанализировано 16 видов рыб, 4 — моллюсков, 5 — высших растений, 4 вида водорослей, планктон и грунты.

Самые высокие концентрации ^{90}Sr отмечены в раковинах моллюсков: мидий, прудовиков, беззубок, перловиц (3,0—9,7 Бк/кг). Среди рыб, исследованных целиком, наибольшее количество ^{90}Sr найдено в красноперке — 1,70 — 0,74 Бк/кг, сазане — 1,72, карасе — 0,89—0,53,

части составляет величины одного порядка, за исключением придунайских районов, где сказывается разбавляющее влияние вод Дуная.

Таким образом, согласно нашим данным, в 1976—1979 гг. дунайские воды были менее загрязненными ^{90}Sr , чем черноморские. Совершенно другую картину мы наблюдали в 1966—1969 гг., когда концентрация ^{90}Sr в дунайской воде была в несколько раз выше, чем в черноморской [168]. В табл. 9, 10 сведены литературные и наши данные о измерении концентрации ^{90}Sr в нижней части Дуная и в Черном море за 1959—1979 гг. Так, в Дунае макси-

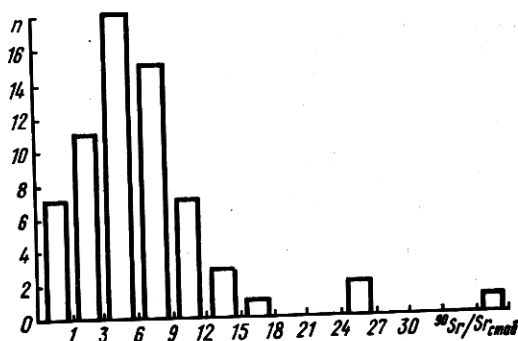


Рис. 8. Отношение $K_{\text{Sr}} = \frac{^{90}\text{Sr}}{\text{Sr}_{\text{стаб}}}$

Т а б л и ц а 12. Изменение содержания ^{90}Sr в организмах Дуная и Черного моря в 1964—1979 гг.*

Гидробионт	Год	^{90}Sr	
		пКи/кг	Бк/кг
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1967	162,0	5,99
	1976	46,1	1,71
	1977	37,1	1,44
	1978	26,25	0,97
	1979	13,7—20,1	0,51—0,74
<i>Silurus glanis</i>	1967	42,1	1,56
	1976	14,2	0,53
	1978	7,6—8,6	0,28—0,32
<i>Carassius carassius</i>	1967	250,0	9,25
	1978	14,3—24,0	0,53—0,89
<i>Cystoseira barbata</i>	1964	64,0	2,37
	1969	57,1	2,11
	1978	43,3	1,60
	1966	124—147	4,76—5,44
<i>Phyllophora nervosa</i>	1967	195,0	7,22
	1968	208,0	7,70
	1969	164,0	6,07
	1979	52,1	1,93
	1965	259±37	9,58±1,30
Mytilus galloprovincialis, раковина	1966	234±12	8,66±0,44
	1967	276±64	10,21±2,37
	1977	246,0	9,10

* Данные за 1964—1969 гг. взяты из работы [42]

Т а б л и ц а 13. Содержание Sr, Ca, Mg (на 1 г золы) в раковинах мидий в зависимости от линейных размеров

Длина раковины, см	Левая створка			Правая створка		
	Mg	Ca	Sr	Mg	Ca	Sr
	мкг/г	мг/г	мг/г	мкг/г	мг/г	мг/г
3,7	—	—	1,503	—	—	1,351
3,9	—	—	1,155	—	—	1,198
3,9	—	—	1,121	—	—	1,127
4,0	92	18,8	—	—	—	—
4,2	86	18,3	—	80	19,0	—
4,2	90	19,0	—	78	19,5	—
4,2	111	18,7	—	112	19,2	—
4,4	108	18,6	—	122	18,5	—
4,8	107	20,0	—	97	19,4	—
4,9	97	20,5	—	79	20,1	—
5,0	82	19,4	—	119	19,4	—
5,1	—	—	1,038	—	—	0,994
5,1	81	19,0	1,199	80	20,2	1,109
5,2	101	19,2	—	103	19,2	—
5,3	125	19,9	—	124	19,8	—
5,4	124	18,6	—	96	18,1	—

Длина рако- вины, см	Левая створка			Правая створка		
	Mg	Ca	Sr	Mg	Ca	Sr
	мкг/г	мг/г	мг/г	мкг/г	мг/г	мг/г
5,5	71	18,5	—	104	18,2	—
5,6	69	19,3	—	128	18,7	—
5,7	136	17,6	—	139	19,1	—
6,2	85	18,4	1,234	84	18,4	1,248
6,2	95	21,1	1,147	95	19,5	1,138
6,2	77	18,4	1,233	96	18,8	0,994
6,8	97	19,8	—	89	18,9	—
7,0	105	18,9	—	79	19,7	1,088
7,4	111	18,4	1,158	122	19,3	1,132
7,7	85	17,3	—	79	19,2	1,186

Т а б л и ц а 14. Содержание Ca, Mg в костях кефали в зависимости от возраста рыб (мг/г)

Возраст рыб, годы	Длина тела, см	Золы		Сырая масса	
		Mg	Ca	Mg	Ca
2,0	27,0	6,84	251,3	0,64	23,6
2,5	27,5	6,42	264,0	0,60	24,8
2,5	27,5	6,47	276,6	0,69	29,6
2,5	27,5	6,88	272,2	0,63	25,0
3,0	29,0	6,40	273,7	0,58	24,6
3,0	29,0	7,57	279,6	0,76	28,0
3,5	32,5	6,35	261,3	0,58	23,7
3,5	32,5	6,45	265,3	0,54	22,3
4,5	31,0	6,39	278,4	0,68	29,8
6,5	41,0	6,63	272,2	0,64	26,1
Среднее		6,60±0,70	268,7±5,5	0,63±0,06	26,0±2,5

Т а б л и ц а 15. Количество Sr, Ca, Mg в костях *C. tinca* и *E. lucius* в зависимости от линейных размеров рыб (на сырую массу)

Длина тела, см	Коэффициент озоления	Sr	Ca	Mg
		мкг/г	мг/г	мкг/г
Crenilabrus tinca				
12,5	0,11	17,9	1,86	68,9
12,5	0,15	—	2,40	87,9
14,0	0,14	—	2,25	87,2
14,0	0,12	—	2,02	71,8
14,3	0,13	18,5	2,18	76,6
20,0	0,17	50,7	2,70	92,0
28,1	0,22	66,8	4,07	118,6

Длина тела, см	Коэффициент озоления	Sr	Ca	Mg
		мкг/г	мг/г	мкг/г
Esox lucius				
32,0	0,17	7,4	2,75	95,5
32,0	0,17	9,0	2,94	101,8
35,0	0,18	6,4	3,01	107,3
39,5	0,19	7,7	3,21	104,3
40,0	0,18	8,7	3,04	94,1
44,0	0,21	8,7	3,55—3,67	111,1—112,6

щуке — 0,63 и черноморской зеленухе — 0,62 Бк/кг и менее всего в леще — 0,55, соме — 0,32—0,28 и шпроте — 0,16—0,06 Бк/кг. При этом выяснилось, что кости и головы накапливают больше стронция, чем кожа с чешуей и внутренние органы. Стронция в мышцах очень мало. Самые высокие концентрации ^{90}Sr найдены в костях и головах сазана (2,64) и жереха (2,88 Бк/кг). У красноперки и в костях сазана отмечено уменьшение содержания ^{90}Sr с весны (0,74 и 1,97) к осени (0,50 и 1,36 Бк/кг).

Четырехлетнее наблюдение за содержанием ^{90}Sr в одних и тех же объектах и сравнение этих данных с литературными за предыдущие годы [167] на примере некоторых дунайских рыб (красноперка, сом, карась) и черноморских водорослей (цистозира, филлофора) выявили уменьшение концентрации ^{90}Sr в исследованных объектах в 1976—1979 гг. по сравнению с 1964—1968 гг. (табл. 12). И только в раковинах мидий концентрации ^{90}Sr остались практически на одном уровне, что свидетельствует о прочном включении стронция в структуру раковин (рис. 7).

Коэффициенты накопления $\text{Sr}_{\text{стаб}}$ и ^{90}Sr во многих случаях не совпадают. При этом чаще всего $K_n \text{Sr}_{\text{стаб}}$ в 2—10 раз меньше, чем ^{90}Sr (рис. 8). Такое явление многими авторами отмечалось и ранее [56, 79, 132, 158, 189]. Поэтому нельзя рекомендовать $K_n \text{Sr}_{\text{стаб}}$ для определения концентрирующей способности ^{90}Sr у гидробионтов.

При изучении накопления радионуклидов гидробионтами возникает вопрос о влиянии возрастных и размерных характеристик на содержание радиоактивных элементов и их стабильных аналогов в теле гидробионтов. Содержание и $K_n \text{Sr}_{\text{стаб}}$ в костях сазана дунайского в зависимости от размеров не показали существенных различий (2,604 и 2,645 Бк/кг), тогда как $\text{Sr}_{\text{стаб}}$ в костях сазана крупного было меньше, чем в костях мелкого (7,26 и 9,90 мг/кг соответственно). Поэтому нами проведены измерения содержания стабильных элементов второй группы (стронций, кальций, магний) в рыбах и мидиях в зависимости от возраста и линейных размеров (табл. 13—15). Установлено, что в раковинах мидий и костях кефали линейные размеры не влияют на содержание стабильных элементов. В то же время содержание этих элементов в скелете зеленухи и щуки прямо зависит от линейных размеров.

Таблица 16. Концентрации ^{137}Cs в гидробионтах устья Дуная и Черного моря в 1976—1979 гг.

Объект исследования и место сбора проб	Концентрации ^{137}Cs	
	пКи/кг	Бк/кг
1976 г. *		
Вода у г. Вилково, июль	0,10	0,0037
Планктон у г. Вилково, июнь	940	35
Грунт у г. Вилково, июнь	1300	48
Грунт, Карадаг, август	1000	41
Cladophora, о-в Потапова на Дунае, июнь	370	14
Lymnaea stagnalis, у г. Вилково, июнь, целиком	150	5
Unio pictorum, у г. Вилково, июнь, тело	1590	59
Scophthalmus maeoticus maeoticus, о-в Змеинный, июнь,		
мышцы	3450	128
кости	290	11
Aspius aspius, июнь,		
мышцы	1100	41
голова	800	30
Silurus glanis, июнь, целиком	270	10
Scardinius erythrophthalmus, июнь, целиком	2000	104
Cyprinus carpio, крупный, июнь,		
мышцы	1890	70
внутренности	500	18
мелкий, июнь,		
мышцы	1110	41
голова	280	10
внутренности	Следы	Следы
Alosa kessleri pontica, июнь,		
мышцы	2300	85
голова	1135	42
внутренности	1560	58
Abramis brama, июнь, внутренности	90	3
1977 г., Дунай у г. Вилково **		
S. erythrophthalmus, март, целиком	124,0	4,59
A. brama, март, мышцы	11,4	0,42
A. brama, март,		
кожа и плавники	16,0	0,59
внутренности	13,9	0,51
A. kessleri pontica, март,		
мышцы	75,9	2,81
кожа и плавники	78,0	2,89
внутренности	75,6	2,79
A. aspius, март,		
мышцы	3,1	0,12
голова	17,5	0,65
кожа и плавники	194,6	7,20
C. carpio, октябрь,		
мышцы	98,4	3,64
голова	16,0	0,59
внутренности,	7,43	0,28
Esox lucius, октябрь, внутренности	184,0	6,81
Huso huso, октябрь, мышцы	75,3	2,79
Acipenser guldenstaedti, голова	11,9	0,44

Объект исследования и место сбора проб	Концентрации ^{137}Cs	
	пКи/кг	Бк/кг
Sprattus sprattus phalericus, сев.-зап. часть Черного моря,		
июнь, целиком	5,24	0,19
июль, »	17,20	0,64
1978 г.		
<i>S. carpio</i> , февраль, мышцы	5,3	0,20
<i>A. aspius</i> , февраль, внутренности	20,7	0,77
<i>S. carpio</i> , май, мышцы	6,47	0,24
<i>A. kessleri pontica</i> , май, целиком	20,5	0,76
<i>A. aspius</i> , май, мышцы	6,4	0,34
<i>S. glanis</i> , май, целиком	6,5	0,24
<i>S. sprattus phalericus</i> , сев.-зап. часть, май, целиком	10,2	0,38
1979 г.		
<i>S. carpio</i> , март, мышцы	Следы	Следы
<i>A. kessleri pontica</i> , март, мышцы	8,53	0,32
май, мышцы	17,2	0,64
<i>S. carpio</i> , май, мышцы	Следы	Следы
<i>A. güldenstaedti</i> , май, мышцы	20,6	0,76
<i>A. brama</i> , октябрь, мышцы	Следы	Следы
<i>S. glanis</i> , октябрь, мышцы	»	»
<i>Carassius carassius</i> , октябрь, мышцы	»	»
<i>A. aspius</i> , октябрь, мышцы	»	»
<i>A. güldenstaedti</i> , октябрь, мышцы	8,02	0,30
<i>Huso huso</i> октябрь, мышцы	18,0	0,67
<i>S. sprattus phalericus</i> , сев.-зап. часть, октябрь, целиком	Следы	Следы

* Расчет концентрации ^{137}Cs проводился на 1 кг золь (данные за 1976 г.), ** на 1 кг сухой массы (данные с 1977 г.).

При этом выявлена линейная зависимость коэффициентов озолнения от линейных размеров рыб, тогда как в скелете кефали величина зольности не изменялась от возраста. Из данных табл. 11, видно, что с увеличением коэффициента зольности возрастает также содержание ^{90}Sr в рыбах (рис. 8).

Многолетние радиоэкологические наблюдения показали благополучную радиационную обстановку в устьевой зоне Дуная, прилегающей к ней северо-западной части и в других районах Черного моря. Воды Дуная содержат малые количества ^{90}Sr , поступающего в основном из атмосферных выпадений. Если за среднегодовую величину стока Дуная принять $203 \text{ км}^3/\text{год}$ [97], то получается, что в последние годы привнос ^{90}Sr с водами Дуная уменьшился по сравнению с 1966—1976 гг. почти в 10 раз и стал меньше, чем был отмечен в 1961 г. Таким образом, роль Дуная в радиоактивном загрязнении Черного моря в последние годы резко уменьшилась (рис. 9).

Анализ наших данных о содержании ^{137}Cs в гидробионтах Дуная (табл. 16) показывает, что концентрации его невелики и ниже, чем

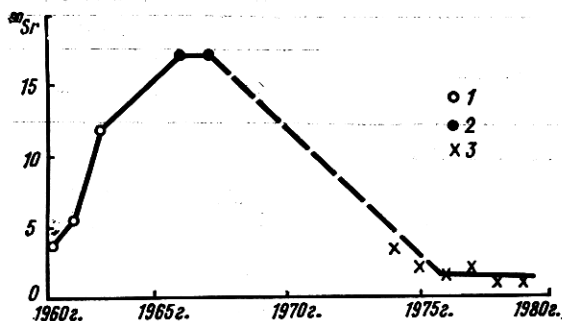


Рис. 9. Количество ^{90}Sr (Бк, л, 10^{10}), вносимого водами Дуная в Черное море (1960—1979 гг.):

1 — данные из [70], 2 — из [49], 3 — наши данные

стоящее время загрязнение водорослей и моллюсков устья Дуная и Черного моря этими радионуклидами находится на уровне ниже чувствительности методов с применением гамма-сцинтилляционной спектрометрии.

Влияние солености на накопление радионуклидов морскими макрофитами

Соленость относится к одному из основных факторов среды, определяющих распределение живых организмов в гидросфере. Особенно большое значение имеет соленость для гидробионтов в приливо-отливной полосе и в зоне мелководья, где она подвержена наибольшим колебаниям. Животные и растения, обитающие в зоне мелководья (например, черноморские зеленые водоросли *Enteromorpha intestinalis* и *Ulva rigida* или бурая водоросль *Cystoseira barbata*), способны выносить большие колебания солености. Особый интерес представляет изучение влияния солености на радио- и хемозоэкологические процессы в гидробионтах.

Целью настоящей работы было определить роль солености в радиоэкологических процессах у некоторых эвригалинных водорослей. Решение такого вопроса важно для прогноза радиоэкологического загрязнения прибрежных биоценозов при изменении их водно-солевых режимов. Особенно интересным в этом отношении является Черное море как сравнительно закрытый бассейн, в котором в связи с зарегулированием стока основных рек намечается тенденция к медитерранизации.

Водоросли по их отношению к таким экологическим факторам среды, как интенсивность света, соленость и температура воды, делятся на три экологические группы [19, 40, 209]:

водоросли приливной зоны, обнажающиеся при отливе;

водоросли зоны линии отлива, обнажающиеся при отливе частично или на короткое время;

глубоководные водоросли, постоянно покрытые водой.

в 60-е годы, как это отмечено в сводном отчете о результатах научной экспедиции специалистов стран—членов СЭВ по изучению радиоактивности Дуная [153].

В 1977 г. и в первой половине 1978 г. в бурых, зеленых и красных водорослях-макрофитах, в мидиях Черного моря, водорослях и моллюсках устья Дуная обнаружены ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{95}Nb . В на-

Различия в солеустойчивости водорослей определяются особенностями строения их клеток, протопластов и сопротивляемостью протоплазмы обезвоживанию [19, 40], что обусловлено условиями обитания.

К. Монфор [299] полагал, что у фукусовых водорослей наследственные свойства имеют большее значение, чем условия их местообитания. Фукусы обычно располагаются в литоральной зоне последовательно: ниже всех растет *Fucus serratus*, затем *F. vesiculosus* и выше — *F. platycarpus*. Даже в том случае, когда эти три вида встречаются в одинаковых условиях местообитания, у них сохраняется своя реакция на изменения условий среды. Так, например, пятичасовое обсушивание этих водорослей вызывает сокращение фотосинтеза: у *F. platycarpus* — 97, *F. vesiculosus* — до 72 и *F. serratus* — до 42 % нормы.

В соответствии с исследованиями В. П. Дробышева [40], солеустойчивость бурых водорослей Белого моря отвечает условиям их обитания: *F. vesiculosus* (литораль), *F. serratus* и *Laminaria saccharina* (сублитораль). Интенсивность фотосинтеза водорослей варьировала в больших пределах при изменении солёности воды [40]. Фотосинтез у ламинарии (*L. saccharina*) из сублиторали уменьшался в 2—4 раза, у фукуса *F. vesiculosus* он не изменялся, а у *F. serratus* через 72 ч после пребывания его в воде с низкой солёностью значение уменьшилось в 2—10 раз. Эстуарная водоросль *F. ceranoides* выдерживает большие колебания солёности. Напротив, *F. vesiculosus* отмирает в солоноватых водах, но остается здоровым в полносолёных [285].

Таким образом, солёность является одним из основных факторов, лимитирующих распространение водорослей. В морской радиоэкологии солёность воды, а также концентрация изотопного или неизотопного стабильного носителя в воде имеют большое значение при изучении процессов накопления радионуклидов гидробионтами.

Как известно, накопление элементов водными растениями подчиняется закону Генри: $\frac{C_1}{C_2} = \text{const}$, где C_1 — концентрация элемента

в растении, а C_2 — в растворе [170], т. е. K_n находятся в обратной зависимости от содержания данного элемента в воде. Показано, что при изменении содержания изотопного или неизотопного носителя в воде изменяются и K_n данного элемента. Так, увеличение содержания стронция или кальция в воде вызывает уменьшение $K_n^{90}\text{Sr}$ в гидробионтах [48, 76, 89, 121, 123, 152, 284, 319, 340].

Р. Глазер [250], обобщая литературные данные, пришел к выводу о том, что концентрация неактивного (стабильного) элемента в воде имеет решающее значение при накоплении водными организмами радиоактивного изотопа того же элемента. При этом влияние «носителя» на накопление разных элементов проявляется по-разному. Коэффициенты накопления биологически активных элементов (P, S, I) значительно уменьшаются с повышением содержания их стабильных изотопов в воде, а для многих микроэлементов (Fe, Sr, Co, Cs) влияние «носителей» на величины K_n ничтожно мало. Автор выдвинул гипотезу, согласно которой для каждого организма характерно как бы два типа накопления: один связан с уровнем, пропорциональным концен-

трации изотопа в воде, и другой — с постоянным уровнем, независимым от ее значения. Соотношение их определяет зависимость накопления организмом данного радиоизотопа от «носителя» [250]. Р. Глазер указал также ряд ограничений высказанной им гипотезы.

Способность морских гидробионтов накапливать радионуклиды зависит от общей солености воды. Так, $K_n^{90}\text{Sr}$ гидробионтами увеличиваются с уменьшением солености воды [48, 49, 87, 121, 127, 198, 325]. У беспозвоночных животных и рыб увеличение солености вызывает уменьшение $K_n^{137}\text{Cs}$ [77, 218, 220, 222, 260, 294, 377, 378]. Коэффициенты накопления ^{51}Cr , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{125}Sb , ^{137}Cs пресноводными рыбами (золотистый карась, озерный ерш) в воде с соленостью 10 ‰ оказались ниже, чем в воде с соленостью 0,1 ‰ [100]. Исключение составило накопление ^{59}Fe , которое не выявило различий в пресной и соленой воде. Соленость воды не влияла на характер выведения радионуклидов из тела рыб.

Повышение солености с 1,59 до 3,85 ‰ снижало $K_n^{90}\text{Sr}$ у кладофоры в 5, у фитопланктона — в 300 раз. Коэффициент накопления ^{144}Ce в тех же условиях у кладофоры почти не менялся, а у фитопланктона уменьшался в 10 раз [87]. При более низкой солености возрастает накопление цинка, кадмия и меди мидиями [318]. Ткани крабов накапливают кадмий больше из воды пониженной солености [384]. При внесении крабов в 100 %-ную морскую воду общая концентрация кадмия в их теле снижалась.

Большая работа по сопоставлению природных и экспериментальных K_n радионуклидов родственными видами гидробионтов из морей с разной соленостью проведена Г. Г. Поликарповым [95, 123]. На основе сравнения 38 тройных и двойных пар $K_n^{137}\text{Cs}$, ^{90}Sr , ^{131}I , ^{65}Zn , ^{144}Ce , ^{59}Fe , ^{106}Ru и ^{60}Co родственными видами гидробионтов Черного моря (17,5), пролива Ламанш (35), Мексиканского залива (36,5), Тихого океана (34,5), Баренцева моря (35 ‰) и некоторых других акваторий автор сделал следующее радиоэкологическое обобщение. Коэффициенты накопления (в состоянии равновесия) каждого отдельного радионуклида близкородственными видами морских растений и животных (в пределах рода и семейства) значительно не отличаются (не более 2—3 раз) друг от друга для различных морей и океанов с разной соленостью (от 35 до 17 ‰). Однако для радиоактивного и стабильного стронция при тщательном изучении одним и тем же методом наблюдаются в среднем в 2 раза большие коэффициенты накопления в черноморских гидробионтах, чем в родственных гидробионтах Ирландского моря и Мексиканского залива. Аналогичное характерно и для кальция. Иными словами, такую поправку, зависящую от солености, вернее, концентрации кальция и стронция в воде, а также других химических элементов и соединений следует учитывать или иметь в виду [95].

Таким образом, литературные данные свидетельствуют об отсутствии четких знаний о солености в радиоэкологических процессах. Данная работа посвящена именно выяснению степени влияния как солености, так и концентрации стронция и кальция в воде на накопление ^{90}Sr морскими водорослями, а также изучению влияния солености на накопление водорослями некоторых радионуклидов.

Основным объектом исследования являлась *Cystoseira barbata* как наиболее массовая и доступная водоросль Черного моря, сравнительно эвригалинная, произрастающая в условиях разной солености, начиная от Средиземного моря и черноморских лиманов с большой соленостью и кончая опресненными районами Черного моря. Исследования проводили и на других черноморских и средиземноморских водорослях.

Для опытов использовали черноморскую и средиземноморскую воду. Воду промежуточной солености готовили путем смешивания в разных пропорциях средиземноморской, черноморской и дистиллированной воды. Черноморскую воду брали с поверхности на расстоянии 10 миль от берега, средиземноморскую — во время рейсов нис «Академик А. Ковалевский» с поверхности в Ионическом и Эгейском морях. В опытах использовали воду, которую выдерживали в лаборатории в стеклянных бутылках в течение одного-двух месяцев. В аквариумы вносили по 2 л воды, отфильтрованной через стеклянный мембранный фильтр. Соленость в аквариумах проверяли методом титрования на хлор. Биомасса вносимых кусочков талломов водорослей составила 5—15 г сырой массы. Радионуклид, растворенный в слабом солянокислом растворе, объемом 1—3 мл вносили в аквариумы и измеряли рН морской воды на рН-метре. Воду в аквариумах в течение опытов (от 1 ч до 10 сут) не меняли и дополнительно радионуклиды не вносили. Измерение радиоактивности воды на протяжении опыта контролировали путем регулярного отбора ее по 1 мл в алюминиевые тарелочки в нескольких повторностях (2—5) и по пять проб водорослей на каждую временную точку. Воду выпаривали под инфракрасной лампой, а водоросли высушивали в сушильном шкафу при $t = 105^{\circ}\text{C}$, затем растирали в фарфоровых ступках и взвешивали в алюминиевых тарелочках. Радиометрические измерения β -радионуклид проводили с торцовыми счетчиками МСТ-17 и СБТ-13 в свинцовой защите ИФХАН, используя пересчетные установки «Волна» и одноканальный счетный прибор ПС 02-08А. Содержание γ -радионуклидов определяли с помощью γ -счетчика, состоящего из пересчетного устройства ПП-9 и универсального сцинтилляционного датчика УСД-1. Точность счета при всех измерениях составила 5—10 %. Статистическую обработку данных проводили на ЭВМ «Промінь-2», используя методы, изложенные Д. С. Парчевской [114].

Способность водорослей накапливать радиостронций в воде разной солености

Опыты проводили с бурыми водорослями (черноморская и средиземноморская *C. barbata* и средиземноморская *Sargassum hornschuchii*) в воде соленостью 18,25 и 38 ‰.

Черноморская цистозира находилась в течение 10 сут в воде с соленостью 18 (черноморская вода) и 38 ‰ (средиземноморская вода). На протяжении всего опыта цистозира в аквариумах оставалась жизнеспособной. Видимо, сказывались средиземноморское происхождение этой водоросли и ее эвригалинность. В Черном море цистозира

Т а б л и ц а 17. Коэффициенты накопления ^{89}Sr черноморской *S. barbata* в воде разной солености

Время от начала опыта	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу
	18 ‰		38 ‰	
1 ч	103,1	14,7	58,5	8,4
4 ч	180,1	25,7	98,0	14,0
8 ч	232,1	33,1	146,2	20,9
16 ч	273,8	39,1	128,9	18,4
1 сут	307,8	43,9	129,7	18,5
3 сут	268,7	38,4	125,0	17,9
4 сут	287,0	41,0	114,3	16,3
5 сут	348,1	49,7	145,9	20,8
10 сут	291,2	41,6	122,3	17,4

Средние K_n (за период равновесия)

$42,3 \pm 4,4$

$18,6 \pm 1,6$

Т а б л и ц а 18. Коэффициенты накопления ^{89}Sr средиземноморской *S. barbata* в воде разной солености

Время экспозиции, ч	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу
	18 ‰		23,5 ‰		38 ‰	
1	64,1	11,8	61,4	10,0	44,9	6,7
4	92,5	15,8	71,5	11,1	95,8	14,6
8	128,0	22,3	107,1	16,7	93,7	13,9
16	169,9	24,3	140,5	22,2	77,6	14,9
24	166,3	28,3	116,6	23,0	85,2	11,3
60	239,0	30,1	163,2	24,4	99,8	14,9
72	217,6	30,3	178,5	24,0	137,0	17,9

Средние K_n (за период равновесия)

$29,6 \pm 1,7$

$24,0 \pm 1,6$

$14,0 \pm 2,2$

Т а б л и ц а 19. Накопление ^{89}Sr в *Sargassum* (на сырую массу) в зависимости от солености воды

Объект исследования	K_n при 18 ‰	K_n при 38 ‰	$\frac{K_n \text{ при } 18 \text{ ‰}}{K_n \text{ при } 38 \text{ ‰}}$
Саргасс			
целиком	$37,6 \pm 11,7$	$18,4 \pm 4,2$	2,04
без поплавок	$34,9 \pm 4,1$	$22,6 \pm 2,2$	1,54
поплавки	$17,7 \pm 13,1$	$10,9 \pm 5,1$	1,62

растет повсеместно вплоть до лиманов с высокой соленостью. В табл. 17 представлены результаты этих экспериментов.

Аналогичные эксперименты проведены со средиземноморской водорослью *S. barbata*. В отличие от черноморской цистозир, которая в течение десятисуточного опыта не меняла внешнего вида ни в черноморской, ни в средиземноморской воде, у этой водоросли при содержании ее в черноморской воде с соленостью 18 ‰ на 3-и сутки начал меняться общий внешний вид и она отмирала. Однако в аквариуме с водой промежуточной солености (23,5 ‰) талломы данной водоросли оставались живыми на протяжении трехсуточного опыта. В воде с более низкой соленостью средиземноморская цистозира достигла более высоких $K_n^{89}\text{Sr}$ (табл. 18). Состояние равновесия в воде с соленостью 38 ‰ было достигнуто через 4 ч (K_n на сырую массу составил $14,6 \pm \pm 2,2$ ед.), с 23,5 — через 16 ч (K_n равен $24,0 \pm 16$ ед.), с 18 — через 1 сут ($K_n = 29,6 \pm 1,7$ ед.). Сравнение отношений K_n при разных значениях солености и отношения соленостей показывает, что эти величины близки. Так, отношение $K_n^{89}\text{Sr}$ цистозирой в воде с соленостью 18 ‰ к таковым при 38 ‰ равно 2,03 (обратное отношение соленостей — 2,11). Эта величина при 18 и 25,3 ‰ равна 1,23 (обратное отношение соленостей — 1,4), а при 25,3 и 38 ‰ равна 1,64 (обратное отношение соленостей — 1,5). Следовательно, для обоих видов бурой водоросли цистозир наблюдается одна и та же закономерность: с уменьшением солености воды возрастают $K_n^{89}\text{Sr}$.

Третья серия опытов поставлена со средиземноморской водорослью *S. hornschuchi*. Водоросли рода *Sargassum* проникли в Черное море, так же, как и водоросли рода *Cystoseira*, но в отличие от цистозир они не получили в Черном море широкого развития и встречаются крайне редко. *Cystoseira* относится к семейству *Sargassaceae*. В табл. 19 приведены усредненные значения $K_n^{89}\text{Sr}$ этой водорослью для саргасса, взятого целиком, а также в зависимости от наличия поплавок при содержании в воде разной солености (18 и 38 ‰). В этой серии экспериментов наблюдали также обратную зависимость $K_n^{89}\text{Sr}$ саргассом в зависимости от солености.

Таким образом, изучение влияния солености на накопление радиостронция водорослями и анализ природных данных о K_n этого радионуклида организмами из разных морей и океанов показали, что соленость является одним из основных факторов среды, влияющих на величину $K_n^{89}\text{Sr}$ морскими организмами (рис. 10).

При изменении солености меняется содержание всех солей в воде. Нами предпринята попытка вычленить значимость изменения в содержании изотопных и неизотопных носителей радиостронция, а именно стронция и кальция.

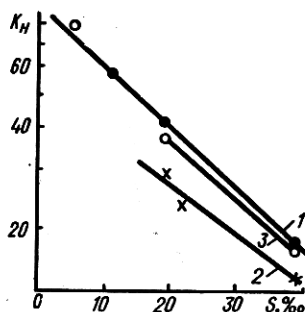


Рис. 10. Зависимость $K_n^{89}\text{Sr}$ в водорослях от солености воды (S):

1 — черноморская цистозира, 2 — средиземноморская цистозира, 3 — средиземноморский саргассум

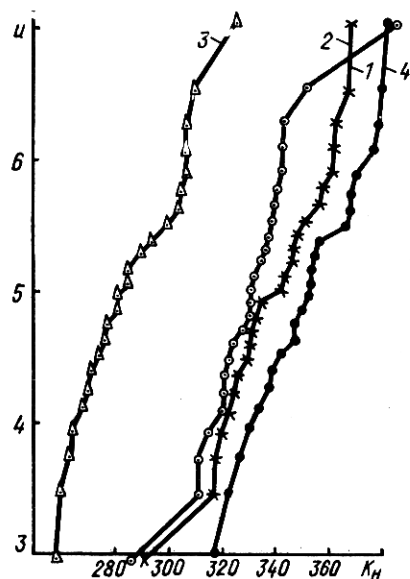


Рис. 11. Нормальный тип распределения K_n^{90Sr} в цистозире при солёности 18,44—18,86 ‰: 1—18,71 ‰ и 4,3 мг/л, 2—18,44 ‰ и 8,0 мг/л, 3—18,46 ‰ и 8,1 мг/л, 4—18,86 ‰ и 4,3 мг/л $Sr_{стаб}$

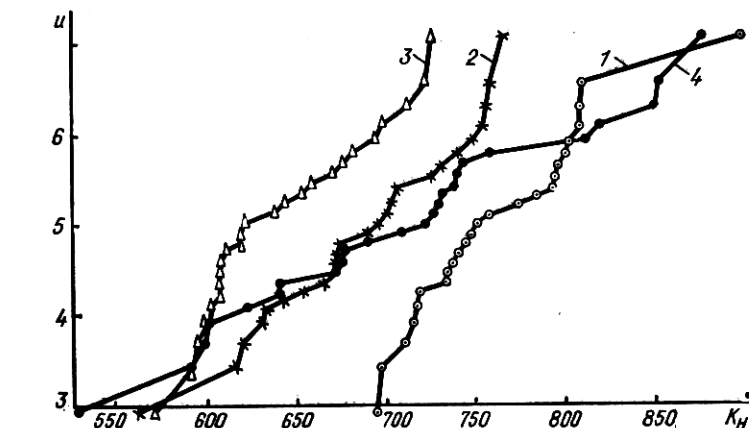


Рис. 12. Логарифмически-нормальный тип распределения K_n^{90Sr} в цистозире при солёности 9,34—9,80 ‰: 1—9,34 ‰ и 2,1 мг/л, 2—9,34 ‰ и 4,0 мг/л, 3—9,80 ‰ и 4,0 мг/л, 4—9,52 ‰ и 2,1 мг/л $Sr_{стаб}$

Таблица 20. Коэффициенты накопления ^{90}Sr *C. barbata* в зависимости от

Время экспозиции, сут	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу
	18 ‰, 4,62 мг/л		12 ‰, 3,42 мг/л		12 ‰
2	238±5	37,4±0,8	376±14	54,1±2,1	363±17
3	270±9	38,6±1,3	491±13	78,3±2,2	440±20
4	257±8	42,2±1,3	449±10	68,1±1,5	381±12
6	260±4	42,1±0,7	438±16	88,3±3,3	505±28

В одной из серий опытов мы изменяли солёность и содержание стронция в воде и изучали накопление ^{90}Sr цистозирой при разных комбинациях этих факторов. В табл. 20 показано, что уменьшение солёности в 1,5—2 раза вызвало двукратное увеличение K_n^{90Sr} цистозирой. Однако добавление стронция в разбавленную воду не влияло заметно на величину K_n .

Количественная оценка влияния трех факторов (солёность, содержание стронция и кальция в воде) при их одновременном воздействии на накопление радиостронция водорослями проведена с черноморской цистозирой. Результаты опытов были обработаны нами совместно с Д. С. Парчевской методом полного двухфакторного дисперсионного анализа, который дает возможность найти силу влияния не только каждого фактора в отдельности, но и оценить их совместное действие [68]. Схема опыта состоит в следующем. Изучается величина K_n^{90Sr} цистозирой — X (результативный признак) в зависимости от различного содержания стронция (первый фактор) и кальция (второй фактор). Выбирается n градаций первого фактора (в данном случае $n = 2$), т. е. имеются две концентрации стронция (A_1 и A_2), и для каждой градации стронция готовится r градаций второго фактора (B_1 и B_2). При этом первой записывается градация с меньшим значением:

IFA-стронций	$A_1 = 4,3$			$A_2 = 8,0$		
12 ФВ-кальций	$B_1 = 200$	$B_2 = 2\ 255$		$B_1 = 200$	$B_2 = 255$	
Результативный признак X_1	$X_{11} X_{12}$	$X_{13} X_{14}$		$X_{25} X_{26}$	$X_{27} X_{28}$	

Для реализации полного двухфакторного дисперсионного анализа необходимо сделать $n = r^3$ определений результативного признака.

Более глубокое изучение биологических явлений нуждается в определении математического типа распределения генеральной совокупности. Знание закона распределения необходимо для того, чтобы более точно сформулировать некоторые проблемы, связанные с корреляцией признаков, нахождением несмещенных оценок по параметрам выборок. Тип распределения очень важен для эффективной проверки выдвигаемых гипотез, а также для математического планирования эксперимента. В нашем случае изучение квантилей частотного распределения K_n показало, что для солёности 18,44—18,86 ‰ наблюдается нормальное распределение, а при солёности 9,34—9,80 ‰ — логарифмическое.

солёности и содержания $Sr_{стаб}$ в воде

На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу
2,00 мг/л	9 ‰, 1,63 мг/л		9 ‰, 1,96 мг/л	
53,1±2,5	580±99	84,6±2,7	561±14	84,6±2,1
70,3±3,2	559±49	94,1±8,3	519±10	78,5±1,5
57,8±1,8	584±26	101,6±4,6	581±20	96,8±3,2
80,6±4,5	634±23	89,8±3,2	420±20	60,6±2,5

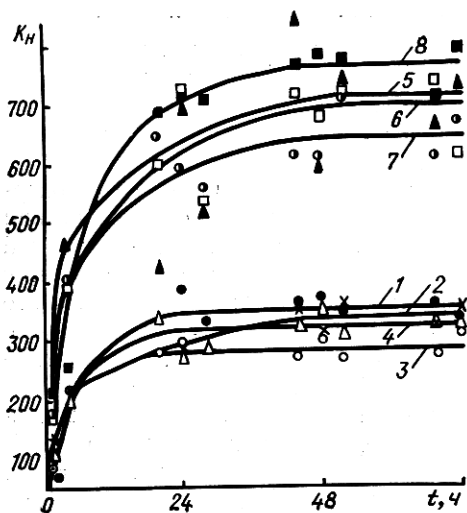


Рис. 13. Динамика накопления ^{90}Sr цистозирой (на сухую массу) при изменении солености, концентрации стронция и кальция в воде:

1 — 18,71 ‰ и 4,3 мг/л, 2 — 18,44 ‰ и 8,0 мг/л, 3 — 18,46 ‰ и 8,1 мг/л, 4 — 18,86 ‰ и 8,1 мг/л, 5 — 9,34 ‰ и 2,1 мг/л, 6 — 9,34 ‰ и 4,0 мг/л, 7 — 9,80 ‰ и 4,0 мг/л, 8 — 9,52 ‰ и 2,1 мг/л $\text{Sr}_{\text{стаб}}$

ция и кальция оказывало меньшее влияние, чем добавка этих элементов в отдельности (8,4 и 32,2 % в черноморской и разбавленной воде). Добавление кальция в черноморскую воду сильнее действует на значение $K_n^{90}\text{Sr}$ (51,2 %) по сравнению с добавлением стронция. Внесение кальция в разбавленную воду практически не влияет на величину K_n . Неорганизованные факторы (рН, температура и др.) вызывают изменение значения $K_n^{90}\text{Sr}$, что в черноморской и разбавленной воде составляет соответственно 5,4 и 9,2 %.

Таблица 21. Влияние солености, концентрации Sr и Ca на накопление ^{90}Sr C. barbata

рН	Соленость, ‰	Sr, мг/л	Ca, мг/л	K_n	
				на сухую массу	на сырую массу
8,15	18,71	4,3	200	353±17	54±6
7,40	18,44	8,0	200	334±22	51±6
7,25	18,46	8,1	255	286±12	47±7
7,95	18,86	4,3	255	321±19	52±8
7,75	9,34	2,1	108	683±95	98±15
7,20	9,34	4,0	108	666±62	100±14
7,00	9,80	4,0	175	626±40	95±10
7,70	9,52	2,1	175	742±34	114±8

рифмически нормальное распределение (рис. 11, 12).

Самым мощным фактором, влияющим на величину $K_n^{90}\text{Sr}$, является соленость. При уменьшении солености в 2 раза K_n увеличивается почти в 2 раза (54 и 98). Изменение содержания стронция и кальция в воде одинаковой солености фактически не влияло на значение K_n радиостронция (рис. 13, табл. 21). По дисперсиям их выборки не отличаются друг от друга. Анализ влияния стронция, кальция и совместного присутствия этих элементов в воде показал, что увеличение концентрации стронция в 2 раза вдвое больше изменяет в разбавленной воде K_n (на 58,6 %), чем в черноморской воде (на 35,1 %). Совместное увеличение концентрации стронция и кальция оказывало меньшее влияние, чем добавка этих элементов в отдельности (8,4 и 32,2 % в черноморской и разбавленной воде). Добавление кальция в черноморскую воду сильнее действует на значение $K_n^{90}\text{Sr}$ (51,2 %) по сравнению с добавлением стронция. Внесение кальция в разбавленную воду практически не влияет на величину K_n . Неорганизованные факторы (рН, температура и др.) вызывают изменение значения $K_n^{90}\text{Sr}$, что в черноморской и разбавленной воде составляет соответственно 5,4 и 9,2 %.

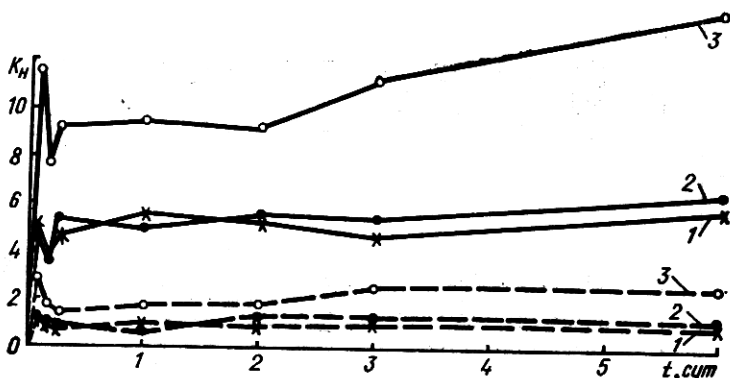


Рис. 14. Динамика накопления ^{45}Ca красной водорослью *Gelidium crinale* при разной солености: 1 и 2 — 26 ‰, 3 — 18 ‰

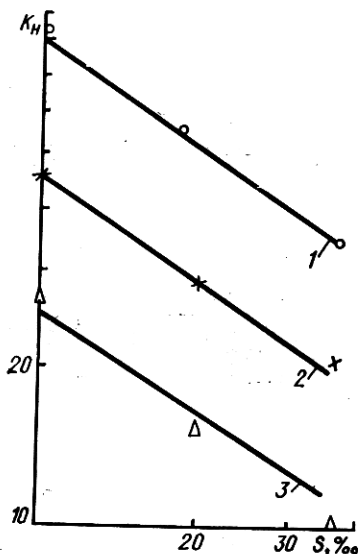


Рис. 15. Зависимость $K_n^{45}\text{Ca}$ (на сухую массу) от солености (S) у водорослей: 1 — цистозира; 2 — энтероморфа; 3 — лауренсия

Полученные данные позволяют сделать вывод о том, что K_n радиостронция изменяются при разной солености не столько в силу разных концентраций изотопного или неизотопного носителя (например, стронция или кальция), сколько под действием общего солевого состава среды, влияющего на функциональное состояние организма. Для расшифровки механизма действия солености на минеральный обмен гидробонтов необходимо проводить исследование в этом направлении.

Влияние солености на накопление ^{45}Ca водорослями

^{45}Ca является ближайшим химическим аналогом стронция, в связи с этим изучение влияния солености на его накопление морскими водорослями имеет несомненный интерес для радиоэкологии.

Таблица 22. Коэффициенты накопления ^{45}Ca водорослями в воде разной солености

Время экспозиции, ч	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу
	10 ‰		18 ‰		38 ‰	
C. barbata						
1	56,6±3,7	13,2±0,9	44,2±3,2	6,6±0,5	31,3±2,8	5,6±0,5
4	76,0±7,0	13,8±1,4	—	—	34,8±1,6	5,3±0,2
21	94,5±3,0	15,6±1,7	51,5±2,8	12,2±0,7	35,0±2,0	2,2±0,1
27	74,2±14,2	13,5±0,9	57,2±6,1	10,6±1,1	34,2±2,9	7,0±0,6
45	90,5±8,1	14,8±1,3	50,2±8,0	7,3±1,1	32,0±2,3	6,4±0,4
51	87,8±1,7	20,9±0,4	54,2±2,8	9,7±0,5	35,0±4,5	8,3±1,0
69	73,5±23,5	17,5±5,6	53,7±5,1	11,2±1,0	35,0±2,2	8,1±0,5
75	46,2±2,0	9,0±0,4	28,2±1,5	4,4±0,2	63,4±6,2	13,8±1,3
Среднее	83	14,8	54	8,8	34	7,1
E. compressa						
1	43,3±3,5	2,7±0,2	27,0±1,1	1,5±0,1	20,8±0,8	1,7±0,1
4	20,4±2,6	1,6±0,2	—	—	19,5±2,6	1,2±0,2
21	49,7±7,8	7,5±1,2	27,3±2,3	2,1±0,2	21,9±2,5	0,7±0,1
27	45,5±8,0	2,1±0,4	30,7±4,0	1,5±0,1	18,6±1,8	1,1±0,2
45	45,8±6,9	2,0±0,3	29,8±2,9	1,7±0,1	21,7±1,8	1,4±0,1
51	43,0±2,0	2,4±0,1	28,1±2,3	1,8±0,1	18,9±0,5	1,5±0,5
69	40,0±5,0	2,4±0,2	25,3±1,3	1,7±0,1	14,3±2,5	1,2±0,2
75	34,6±3,2	1,5±0,1	21,4±1,3	1,4±0,1	40,0±3,8	2,7±0,2
Среднее	45	2,5	28	1,7	20	1,4
L. obtusa						
1	15,2±0,8	0,85±0,05	9,0±0,8	0,7±0,1	8,4±1,3	0,8±0,1
4	10,5±0,9	0,7±0,1	—	—	7,6±0,9	0,6±0,1
21	25,6±2,0	3,6±0,2	10,4±0,7	0,7±0,05	15,2±0,8	0,6±0,03
27	25,0±1,3	1,7±0,1	11,2±2,0	0,8±0,1	8,7±1,6	0,8±0,1
45	25,9±5,6	1,3±0,2	12,8±1,5	0,8±0,1	11,3±1,2	0,8±0,1
51	28,1±1,4	1,8±0,1	10,5±1,4	0,7±0,1	11,9±1,4	1,0±0,1

69	12,9±8,5	0,8±0,4	10,6±1,7	1,6±0,3	14,3±2,2	1,1±0,1
75	12,2±1,2	0,7±0,1	9,4±0,6	0,7±0,1	39,6±10,3	2,8±0,7
Среднее	27	1,4	11	0,85	10	1,0

Т а б л и ц а 23. Коэффициенты накопления ^{137}Cs , ^{54}Mn , ^{65}Zn *U. rigida* и *C. barbata* в воде разной солености

Время экспозиции, сут	<i>U. rigida</i>			<i>C. barbata</i>					
	На сырую массу			На сухую массу			На сырую массу		
	10 ‰	18 ‰	38 ‰	10 ‰	18 ‰	38 ‰	10 ‰	18 ‰	38 ‰
Цезий - 137									
2	7,4±0,4	5,2±1,3	2,7±0,6	37,1±2,6	20,7±1,2	11,8±0,7	6,6±0,4	3,6±0,2	1,7±0,1
4	7,7±2,0	6,1±0,9	2,0±0,7	59,6±3,5	31,8±1,4	22,5±1,2	9,1±0,5	5,1±0,2	3,6±0,2
6	12,4±2,1	6,9±4,6	2,1±0,8	69,9±3,7	42,6±1,0	29,4±1,7	10,4±0,5	7,3±0,2	5,0±0,3
8	13,0±4,3	7,7±1,3	3,3±1,1	62,7±3,1	41,9±1,5	33,6±0,8	11,4±0,6	9,2±0,4	6,2±0,2
10	28,7±9,9	11,9±3,7	6,2±2,3	101,7±16,2	54,0±3,0	31,2±4,4	14,0±2,2	9,4±0,6	6,2±0,9
Марганец - 54									
2	316±10	206±64	95±10	3151±75	158±14	158±14	50±12	23,5±2,1	2315±178
4	776±122	172±70	411±249	728±61	414±61	122±3	104±9	61,0±6,7	22,1±0,5
6	1110±404	466±78	262±53	1550±117	521±19	152±45	217±16	94,8±3,5	27,9±0,8
8	1558±298	338±153	287±30	1855±211	1079±58	275±54	248±28	162±9	43,6±8,6
10	1168±514	910±84	466±112	2410±147	1560±100	257±8	432±26	225±16	51,8±1,5
Цинк - 65									
2	604±245	428±125	150±25	1160±40	1144±165	384±28	207±7	178±26	57±4
4	805±271	514±117	230±60	2557±174	1732±89	404±18	337±23	249±13	64±13
6	1530±621	594±26	318±96	5533±650	2360±244	857±79	828±97	387±40	153±14
8	1923±214	728±47	452±58	5993±224	4189±268	1321±63	922±38	644±41	250±12
10	1606±467	1164±119	5591±196	7185±508	5554±726	1746±290	1112±79	866±113	322±113

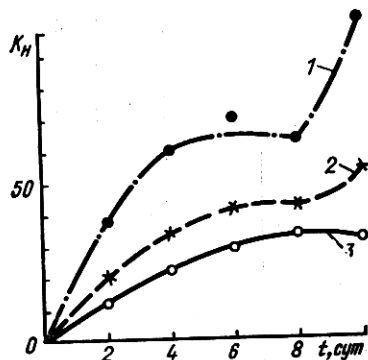
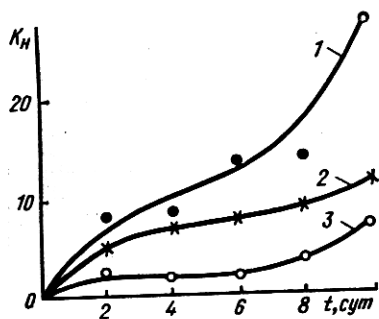


Рис. 16. Динамика накопления ^{137}Cs ульвой (на сырую массу) в воде разной солености. Здесь и на рис. 17, 19–22 1 – 10, 2 – 18, 3 – 38 ‰

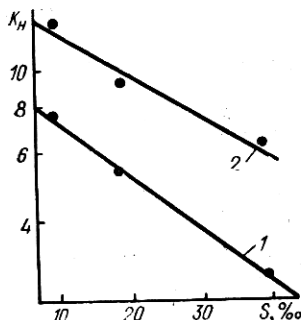


Рис. 17. Динамика накопления ^{137}Cs цистозирой (на сухую массу) в воде разной солености

Рис. 18. Зависимость $K_n^{137}\text{Cs}$ (на сырую массу) от солености воды (S) для ульвы (1) и цистозирой (2)

Мы изучали влияние солености на накопление ^{45}Ca несколькими видами водорослей. В одной серии опытов длительностью шесть суток использовали красную черноморскую водоросль *Gelidium crinale* при содержании ее в черноморской воде (соленость 18 ‰) и в воде с повышенной соленостью (26 ‰), полученной добавлением к черноморской воде аликвоты средиземноморской воды. В обоих случаях на протяжении опыта водоросли внешне не изменялись. Основная часть внесенного ^{45}Ca была в растворенной форме. Накопление ^{45}Ca водорослью в воде соленостью 18 ‰ идет быстрее и K_n имели более высокие значения, чем в воде соленостью 26 ‰ (соответственно 14,3 и 6,8 на сухую массу, 2,9 и 1,5 на сырую массу) (рис. 14).

В другой серии опытов для исследования взяли черноморские водоросли: *Cystoseira barbata* (бурая водоросль), *Enteromorpha compressa* (зеленая) и *Laurencia obtusa* (красная). Результаты опытов (табл. 22) свидетельствуют, что чем выше соленость, тем меньше K_n ^{45}Ca всеми тремя водорослями. Особенно четко это наблюдается для цистозирой (рис. 15).

Результаты этих опытов позволяют сделать вывод о том, что соленость воды оказывает влияние на накопление радиостронция и ^{45}Ca , т. е. повышение солености воды ведет к уменьшению K_n ^{45}Ca водорослями.

Накопление ^{137}Cs водорослями в воде разной солености

По влиянию солености на накопление ^{137}Cs проведено большое количество исследований на беспозвоночных и рыбах, в которых показано, что с увеличением солености воды $K_n^{137}\text{Cs}$ в гидробионтах уменьшаются [76, 108, 200, 218, 220, 294].

У цистозир и ульвы накопление ^{137}Cs находится в обратной зависимости от солености. В экспериментах длительностью до десяти суток накопление ^{137}Cs этими водорослями идет быстрее и интенсивнее в воде, разбавленной в 2 раза с соленостью 10‰ (табл. 23, рис. 16, 17). Зависимость $K_n^{137}\text{Cs}$ ульвы и цистозир от солености воды в пределах $10\text{—}40\text{‰}$ представлена на рис. 18. Таким образом, накопление ^{137}Cs водорослями находится в обратной зависимости от солености воды, как и накопление радиостронция и радиокальция.

Накопление ^{54}Mn , ^{65}Zn и ^{204}Tl водорослями в воде разной солености

Опыты по изучению накопления марганца, цинка и таллия черноморскими водорослями *U. rigida* и *S. barbata* в воде разной солености ($10\text{—}18\text{—}30\text{‰}$) показали, что повышение солености воды вызывает уменьшение $K_n^{54}\text{Mn}$ (табл. 23, рис. 19, 20), ^{65}Zn (табл. 23, рис. 21, 22) и ^{204}Tl (табл. 24, рис. 23). Изучение выведения ^{204}Tl цистозирой в воду разной солености (рис. 23) показало, что во всех случаях содержание этого элемента через 2 сут составило не более 32 % исходной его величины. Из результатов данного эксперимента следует, что соленость влияет в большей степени на функции накопления, чем выведения. Зависимость K_n разных радионуклидов от солености воды выражается прямыми с различной степенью наклона (рис. 24).

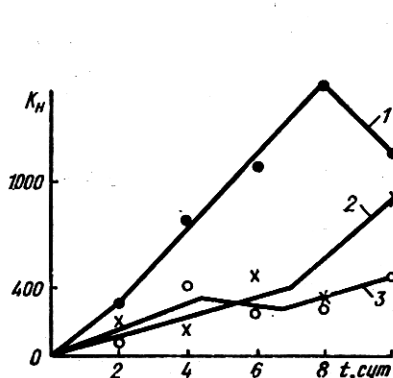


Рис. 19. Динамика накопления ^{54}Mn ульвой (на сырую массу) в воде разной солености

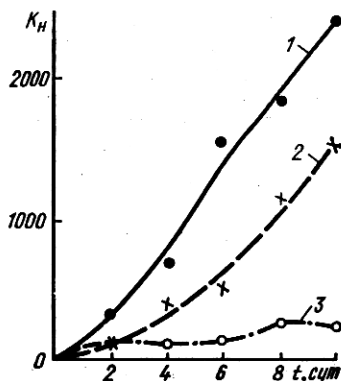


Рис. 20. Динамика накопления ^{54}Mn цистозирой (на сырую массу) в воде разной солености

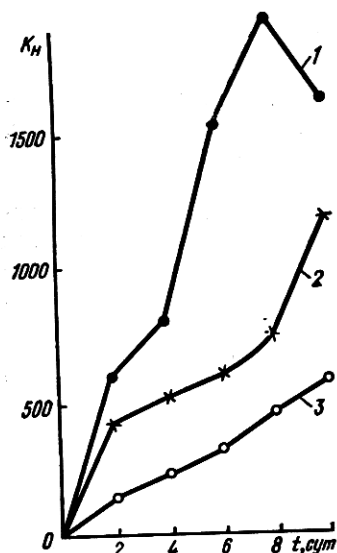


Рис. 21. Динамика накопления ^{65}Zn ульвой (на сырую массу) в воде разной солености

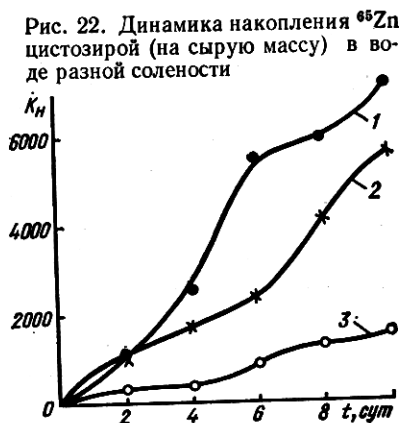


Рис. 22. Динамика накопления ^{65}Zn цистозирой (на сырую массу) в воде разной солености

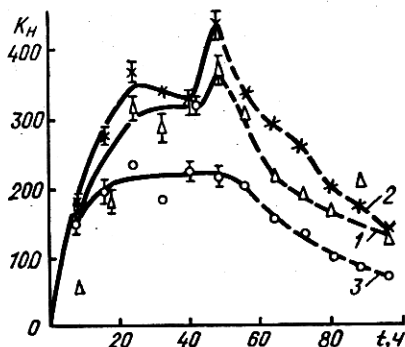


Рис. 23. Динамика накопления (за 48 ч, сплошные линии) и выведения (пунктир) (на сухую массу) ^{204}Tl средиземноморской цистозирой в воде разной солености:
1 — 26,3. 2 — 27,5. 3 — 37,9 ‰

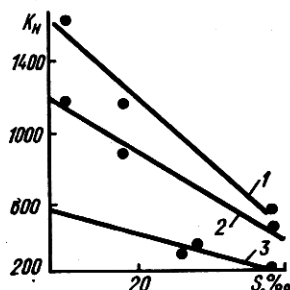


Рис. 24. Зависимость K_n (на сырую массу) от солености (S) у водорослей:
1 — ^{65}Zn -ульва, 2 — ^{54}Mn -ульва, 3 — ^{204}Tl -цистозира

Накопление ^{91}Y , ^{57}Co , ^{55}Fe , ^{106}Ru и ^{144}Ce водорослями в зависимости от солености воды

Иттрий, кобальт, железо являются представителями микроэлементов и имеют важное значение в питании растений. Роль рутения и церия в жизни водорослей менее ясна, хотя все они определяются в морских организмах [373]. Для радиоэкологии эти элементы также представляют немалый интерес: один из радионуклидов иттрия — ^{90}Y является дочерним продуктом распада ^{90}Sr ; кобальт и железо имеют довольно

Т а б л и ц а 24. Коэффициенты накопления и выведения ²⁰⁴Tl средиземноморской *S. barbata* в воде разной солености

Время экспозиции, ч	На сухую массу			На сырую массу		
	26,3 ‰	27,5 ‰	37,9 ‰	26,3 ‰	27,5 ‰	37,9 ‰
Н а к о п л е н и е						
8	—	181,1±7,1	151,4±12,4	—	22,4±0,6	18,9±1,2
16	184,7±2,3	273,4±9,8	197,0±13,0	26,7±0,4	41,4±0,6	32,8±1,6
24	312,0±7,0	366,3±12,1	236,4±6,2	48,7±1,0	42,6±3,1	36,0±0,7
32	285,0±14,2	340,5±6,5	185,6±3,8	42,5±1,1	53,2±1,0	33,7±0,7
40	323,5±7,2	322,9±16,3	225,1±4,0	47,5±1,0	48,9±2,5	31,2±0,5
48	373,0±11,5	435,8±18,2	217,0±7,4	48,2±2,0	65,0±2,6	37,4±1,4
В ы в е д е н и е						
8	305,6±13,0	338,0±3,5	203,8±6,2	36,4±1,0	57,4±2,4	32,3±1,0
16	218,0±9,0	292,8±10,5	154,0±4,5	29,5±0,6	40,6±1,2	23,0±0,7
24	190,0±7,8	261,4±10,9	137,6±3,5	25,0±0,9	35,8±1,5	20,2±0,6
32	165,5±20,9	200,6±6,7	97,9±1,1	22,3±2,0	27,9±0,7	13,8±0,1
40	207,5±3,6	178,4±10,5	86,7±1,0	25,0±0,3	23,1±1,0	11,9±0,1
48	129,5±8,7	142,5±8,1	69,6±2,8	13,2±1,0	20,1±1,0	8,4±0,3

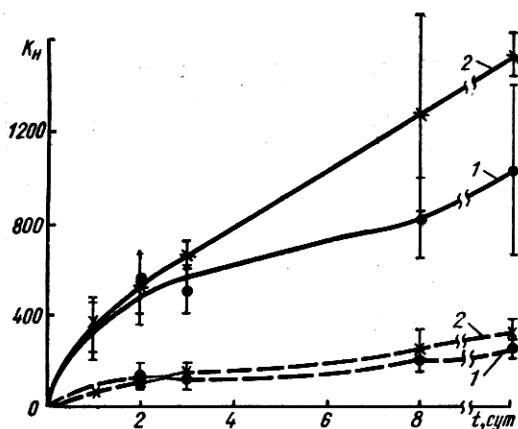


Рис. 25. Динамика накопления ^{91}Y черноморской ульвой в воде разной солености:

1 — 18, 2 — 38 ‰. Сплошные линии — на сухую, пунктир — на сырую массу

распространенные в море наведенные радионуклиды; ^{106}Ru и ^{144}Ce поступают в воду как продукты деления тяжелых ядер. Все они накапливаются многими морскими организмами [120] и поэтому представляют интерес для изучения влияния солености на их накопление.

В экспериментах с ^{91}Y на ульве установлено, что повышение солености воды не влияет заметно на K_n этой водорослью (табл. 25, рис. 25) [9].

Опыты по накоплению ^{57}Co в воде разной солености проводили на средиземноморской красной водоросли *Gracillaria compressa*. Накопление ^{57}Co этой водорослью до конца эксперимента (продолжительность 4 сут) не достигало равновесного состояния. Уменьшение солености по-разному влияло на накопление ^{57}Co грациллярией. Так, в первые 2 сут опыта наблюдали более высокое накопление ^{57}Co в воде с меньшей соленостью (рис. 26), затем наступило подавление накопления, особенно резкое в воде с самой низкой соленостью (9,5 ‰), тогда как в воде с обычной соленостью для этой водоросли (35,6 ‰) накопление ^{57}Co продолжалось. В будущем необходимо продолжить такие наблюдения.

Накопление ^{55}Fe средиземноморскими бурыми водорослями *Cystoseira abrotanifolia* (рис. 27) и *C. corniculata* (рис. 28) в опытах длительностью 7 сут не зависело заметно от солености воды в диапазоне 27 — 38 ‰. Накопление ^{55}Fe в этом опыте не выходило на плато. Поэтому в данном случае нельзя оконча-

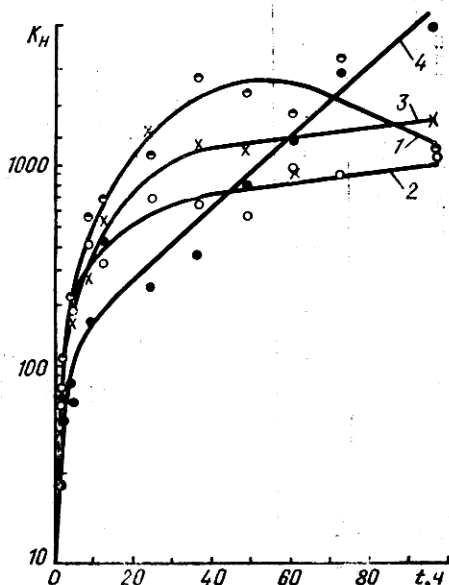


Рис. 26. Коэффициенты накопления (на сухую массу) ^{57}Co в воде разной солености:

1 — 9,5, 2 — 18,9, 3 — 28,5, 4 — 35,6 ‰

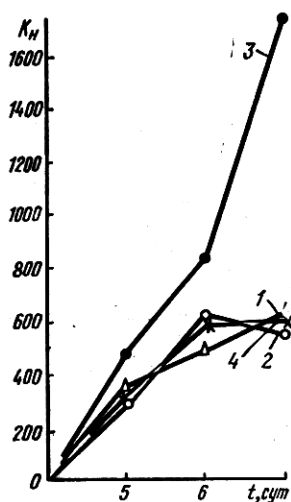


Рис. 27. Коэффициенты накопления (на сухую массу) ^{55}Fe у *Cystoseira abrotamifolias* в воде разной солености. Здесь и на рис. 28 1 — 27,1, 2 — 31,1, 3 — 34,0, 4 — 38,1 ‰

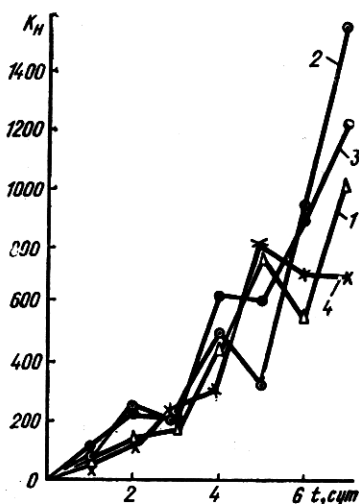


Рис. 28. Коэффициенты накопления (на сухую массу) ^{55}Fe у *Cystoseira corniculata* в воде разной солености

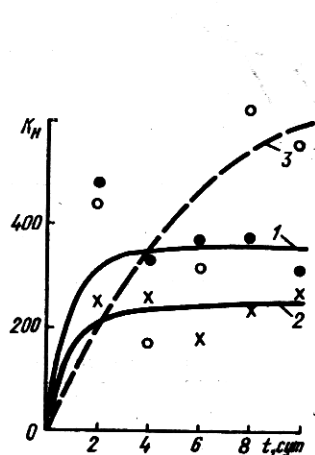


Рис. 29. Динамика накопления ^{144}Se ульвой (на сырую массу) в воде разной солености. Здесь и на рис. 30—32 1 — 10, 2 — 18, 3 — 38 ‰

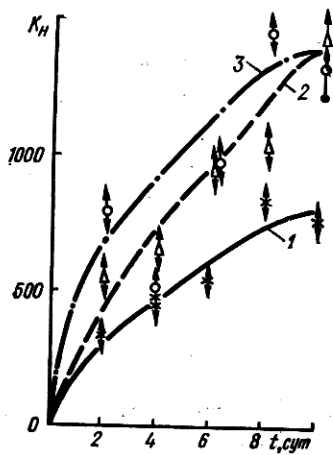


Рис. 30. Динамика накопления ^{144}Se цистозирой (на сухую массу) в воде разной солености

тельно говорить о степени влияния солености на накопление железа водорослями.

Накопление ^{144}Se ульвой и цистозирой изучали на протяжении 10 сут в аквариумах с соленостью воды в 10, 18 и 36 ‰. Результаты опытов (табл. 26) неоднородны для этих двух видов водорослей. На-

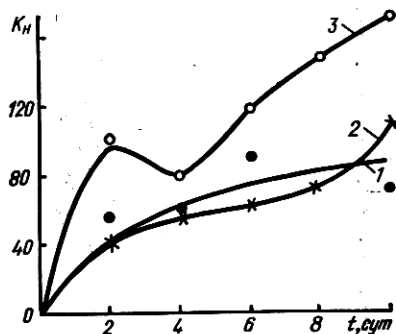


Рис. 31. Динамика накопления ^{106}Ru ульвой (на сырую массу) в воде разной солености

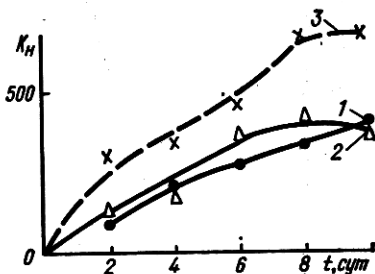


Рис. 32. Динамика накопления ^{106}Ru цистозирой (на сухую массу) в воде разной солености

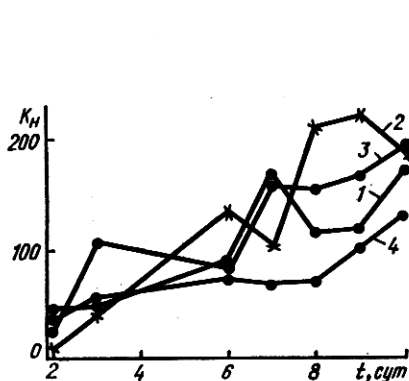


Рис. 33. Динамика накопления ^{48}V ульвой (на сырую массу) в воде разной солености. Здесь и на рис. 35 1 — 10, 2 — 18, 3 — 24, 4 — 38 ‰

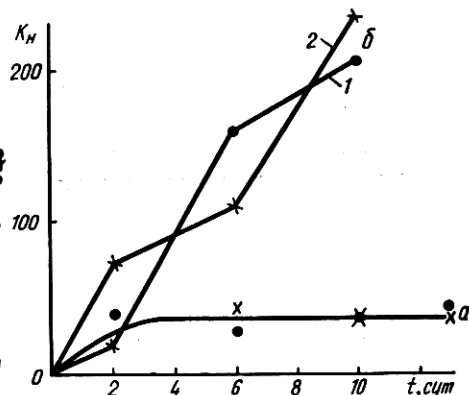


Рис. 34. Динамика накопления ^{48}V (а) и ^{207}Bi (б) цистозирой (на сырую массу) в воде разной солености: 1 — 13, 2 — 38 ‰

Т а б л и ц а 25. Коэффициенты накопления ^{91}Y *U. rigida* в воде разной солености

Время экспозиции	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу
	18 ‰		38 ‰	
1 ч	112±18	27±4	87±22	18±3
2 ч	123±21	28±7	139±26	31±6
4 ч	196±24	43±7	135±14	29±3
24 ч	330±144	72±4	347±116	73±34
31 ч	312±86	69±21	329±92	69±19
48 ч	564±151	130±56	521±157	101±35
53 ч	396±52	87±18	453±58	95±23
3 сут	512±105	122±27	666±72	139±46
8 сут	835±188	224±51	1282±443	270±80
15 сут	1048±102	278±22	1545±37	353±50

Т а б л и ц а 26. Коэффициенты накопления ^{144}Ce и ^{106}Ru *U. rigida* и *C. barbata* в воде разной солености

Время экспозиции, сут	<i>U. rigida</i>			<i>C. barbata</i>					
	На сырую массу			На сухую массу			На сырую массу		
	10 ‰	18 ‰	38 ‰	10 ‰	18 ‰	38 ‰	10 ‰	18 ‰	38 ‰
Ц е р и й - 1 4 4									
2	480±28	245±120	440±111	332±9	566±27	801±83	56,5±1,6	98,2±5,9	140±14,0
4	330±96	256±176	167±34	448±20	656±32	471±25	74,8±3,3	99,5±4,9	68,5±3,6
6	372±144	178±109	317±108	560±12	969±37	988±61	98±5,0	142±5,0	180±11,0
8	375±112	235±71	639±226	848±52	1055±52	1459±55	126±5,0	160±8,0	256±10,0
10	311±85	271±71	558±174	779±23	1453±95	1344±118	115±15,0	219±15,0	236±21,0
Р у т е н и й - 1 0 6									
2	57,5±14,8	43,2±13,0	102±83	100±5	132±15	304±15	17,5±0,8	24,5±3,1	45,6±2,2
4	56,7±7,7	56,0±2,1	80±2	199±6	191±34	339±33	28,2±0,8	30,9±6,7	57,7±5,6
6	92,4±19,1	62,1±32,0	121±42	264±11	362±12	447±15	40,0±1,7	53,8±1,7	72,8±2,5
8	75,4±12,6	75,3±24,4	150±37	332±28	418±10	650±61	47,1±4,1	60,4±1,5	98±9,0
10	74,4±7,9	110±19,0	174±59	392±19	364±4	657±58	59,1±2,8	58,0±0,6	123±11,0

Т а б л и ц а 27. Коэффициенты накопления ^{48}V и ^{207}Bi ульвой (на сырую массу) в воде разной солености

Время экспозиции, сут	Ванадий-48				Висмут-207			
	10 ‰	18 ‰	24 ‰	38 ‰	10 ‰	18 ‰	24 ‰	38 ‰
2	46±13	11±2	25±5	33±9	251±84	89±10	232±31	38±5
3	52±6	44±12	60±44	58±14	215±45	48±11	510±325	58±34
6	77±34	158±50	114±28	73±15	393±213	100±57	573±328	197±44
7	173±68	96±31	163±18	72±5	517±156	70±18	465±113	101±37
8	117±25	214±41	157±51	74±27	371±170	73±5	549±133	74±29
9	122±28	225±30	171±50	105±23	452±117	87±31	666±180	127±31
10	178±49	194±63	197±47	134±30	663±380	33±7	703±278	223±37
13	369±136	496±118	317±66	190±47	718±241	72±5	512±107	385±132

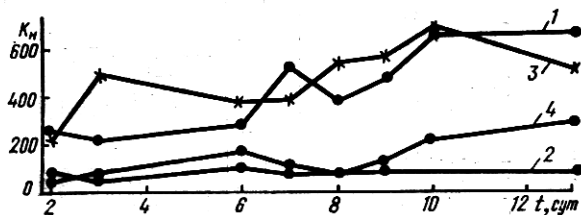


Рис. 35. Динамика накопления ^{207}Bi ульвой (на сырую массу) в воде разной солености

копление ульвой ^{144}Ce в воде как пониженной, так и повышенной солености было выше, чем в черноморской воде (рис. 29). В то же время накопление ^{144}Ce цистозирой (табл. 26, рис. 30) в черноморской (18 ‰) и средиземноморской воде (38 ‰) резко не отличалось и было выше, чем в разбавленной черноморской воде (10 ‰). Поэтому нельзя сказать что-либо определенное о влиянии солености на накопление ^{144}Ce водорослями. Изучение накопления ^{106}Ru водорослями в воде разной солености (табл. 26) показало, что повышение солености вызывает увеличение K_n этого радионуклида ульвой и цистозирой. Особенно четко это видно при солености 38 ‰ (рис. 31 и 32, кривая 3).

Накопление ^{48}V и ^{207}Bi изучали на черноморских эвригалинных водорослях *C. barbata* и *U. rigida* в воде с соленостью 10, 18, 24 и 38 ‰. В опытах с ^{48}V (табл. 27, 28) K_n его ульвой за 10 сут достигли 100—200 ед. (сырая масса), цистозирой — 40 ед. За первые 7 сут экспозиции однозначного влияния солености на накопление ^{48}V этими водорослями не отмечено. Самые низкие K_n радиованадия для ульвы отмечены на 8—10-е сутки в воде соленостью 38 ‰, затем, по мере возрастания, — при 10, 24 и 18 ‰ (рис. 33). Коэффициенты накопления ^{48}V в цистозире при солености 18 и 38 ‰ (табл. 28) практически не отличались друг от друга, достигнув на 2-е сутки 35—40 ед. (рис. 34), и не изменялись от таковых до конца опыта длительностью 13 сут.

Коэффициенты накопления ^{207}Bi для этой же водоросли при аналогичных значениях солености (18 и 38 ‰) так же, как и ^{48}V , почти не различались, достигнув к концу экспериментов 200—240 ед. Но в отличие от опытов с ^{48}V равновесное состояние не было достигнуто (рис. 35).

Таким образом, полученный материал позволяет сделать вывод о том, что соленость не оказывает существенного влияния на накопление ^{48}V и ^{207}Bi макрофитами.

Таблица 28. Коэффициенты накопления ^{48}V и ^{207}Bi *C. barbata* в воде разной солености

Время экспозиции, сут	На сухую массу	На сырую массу	На сухую массу	На сырую массу
	18 ‰		38 ‰	
В а н а д и й-48				
2	264±31	40±6	109±3	21±1
6	175±4	30±1	216±20	42±4
10	188±7	37±1	191±8	37±1
13	244±13	42±2	213±83	40±9
В и с м у т - 207				
2	127±16	23±3	444±41	77±7
6	851±62	158±14	520±28	110±7
13	226±28	39±5	338±35	67±7

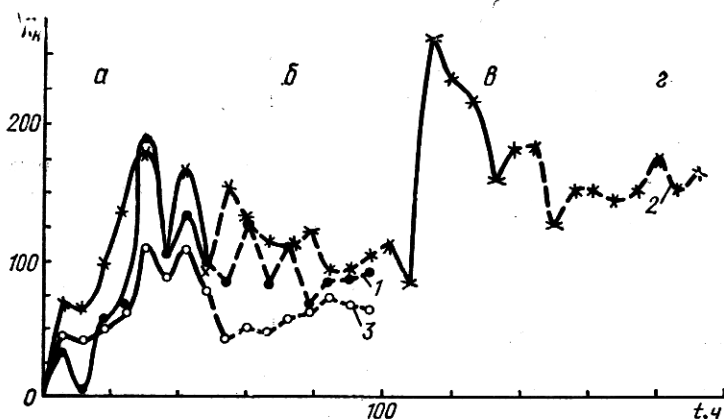


Рис. 36. Накопление (а, в) и выведение (б, г) ^{32}P ($\text{Na}_3^{32}\text{PO}_4$) цистозирой (на сухую массу) в воде разной солености. Здесь и на рис. 38 1 — 18, 2 — 28, 3 — 38 ‰

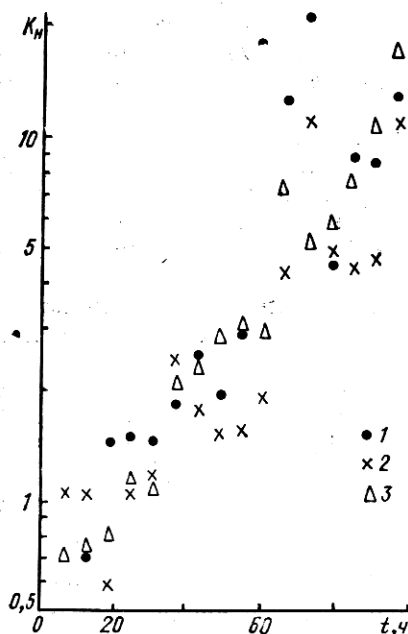


Рис. 37. Динамика накопления ^{35}S ($\text{Na}_2^{35}\text{SO}_4$) средиземноморской цистозирой (на сухую массу) в воде разной солености: 1 — 26,7, 2 — 27,5, 3 — 37,9 ‰

Накопление радионуклидов биогенных элементов ^{35}S и ^{32}P водорослями из воды разной солености

В литературе отсутствуют данные о накоплении морскими организмами ^{35}S и ^{32}P из воды разной солености. Исследовали лишь влияние различного содержания стабильного фосфора в воде в виде фосфатов на накопление ^{32}P пресноводными макрофитами [101] и рыбами [76]. Показано, что внесение стабильного фосфора (фосфатов) в воду вызывает снижение интенсивности накопления ^{32}P пресноводными гидробионтами.

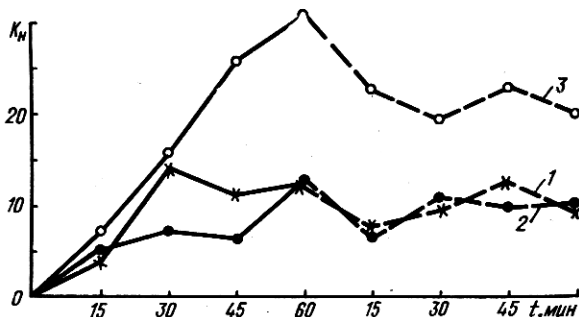


Рис. 38. Динамика накопления (сплошная линия) и выведения (пунктир) ^{32}P ($\text{Na}_3^{32}\text{PO}_4$) цистозирой (на сырую массу) в воде разной солености

Мы изучали накопление и выведение ^{32}P в виде фосфата (табл. 29) и ^{35}S в виде сульфата (табл. 30) средиземноморской цистозирой. Результаты экспериментов не позволили выявить четкого влияния солености на динамику накопления этих радионуклидов данной водорослью (рис. 36 и 37). Однако отмечено некоторое подавление накопления ^{32}P при изучении механизма действия солености на накопление и выведение ^{32}P в первый час после помещения в воду с необычной соленостью (рис. 38).

Учет разного времени действия солености на процессы, протекающие в цистозире, позволяет получить различные зависимости (рис. 37, 38). В первые часы накопление ^{32}P идет интенсивнее в воде с повышенной соленостью, а затем после 12-часовой экспозиции как накопление, так и выведение ^{32}P в воде с океанической соленостью протекают медленно.

Исходя из полученных данных все изученные нами радионуклиды в зависимости от накопления их водорослями при изменении солености воды можно разделить на три группы.

1. Радионуклиды, накопление которых водорослями зависит от солености, увеличение последней вызывает уменьшение их K_n . К этой группе относятся ^{90}Sr , ^{45}Ca , ^{137}Cs , ^{54}Mn , ^{65}Zn и, по-видимому, ^{204}Tl и ^{32}P .

2. Радионуклиды, на накопление которых соленость не оказывает выраженного влияния. К таковым мы относим ^{91}Y , ^{57}Co , ^{55}Fe , ^{144}Ce , ^{35}S , ^{48}V , ^{207}Bi .

3. Радионуклиды, накопление которых находится в прямой зависимости от солености, т. е. при ее повышении происходит увеличение их K_n . Это — ^{106}Ru .

В. С. Злобин [48, 49] показал, что накопление Ca , Sr , P , Mn , Cu и Ni водорослями зависит от солености воды, и приводит формулы, описывающие эти зависимости. С увеличением солености воды в водорослях *Fucus vesiculosus* и *Ascorphyllum nodosum* изменяется содержание аминокислот, в частности количество тирозина, лейцина, валина, серина, α -аланина, глютаминовой кислоты, треонина, триптофана и глицина уменьшается, а аскарибиновой кислоты, метионина и фенилаланина, напротив, возрастает с увеличением солености. В связи с этим автор предполагает, что аминокислоты участвуют в процессе выведения солей из водорослей [48, 49]. При увеличении солености морской воды, вероятно, происходит общее подавление синтеза растительного

Таблица 29. Коэффициенты накопления и выведения ^{32}P ($\text{Na}_3^{32}\text{PO}_4$) *S. barbata* в воде разной солености

Время экспозиции, ч	На сухую массу			На сырую массу		
	18 ‰	28,6 ‰	38,8 ‰	18,0 ‰	28,6 ‰	38,8 ‰
Накопление						
6	35±5	70±8	44±8	3,0±0,3	8,1±0,7	5,4±1,0
12	66±9	63±6	35±12	9,5±1,4	11±1,0	5,8±0,7
18	57±3	99±7	50±4	5,8±0,3	10,8±0,8	5,1±0,6
24	70±5	135±9	67±5	7,7±0,4	14,0±1,2	7,3±0,6
30	190±15	180±15	110±8	19,4±1,0	20,3±1,0	17,7±1,0
36	107±10	109±8	93±9	9,8±0,7	12,0±0,9	9,6±1,0
42	134±3	168±4	106±7	14,6±0,3	20,8±0,6	12,3±0,6
48	100±8	93±18	60±6	8,3±0,7	18,6±2,2	9,1±0,4
Выведение						
6	85±5	155±13	45±3	7,5±0,4	20,9±1,8	5,6±0,4
12	139±17	133±35	53±5	9,7±0,5	17,4±2,3	4,5±0,3
18	86±21	115±12	50±7	5,7±1,2	9,9±0,8	5,2±0,4
24	113±14	113±17	61±9	9,2±0,8	21,0±2,2	10,1±1,7
30	70±4	123±25	90±12	4,8±0,4	14,3±2,2	9,2±1,2
36	88±18	95±22	75±21	7,7±0,7	10,7±1,7	6,0±16,5
42	90±9	95±10	71±10	7,6±0,6	10,7±0,8	8,0±1,0
48	100±14	107±9	67±17	15,8±1,4	12,6±0,6	6,3±1,7
Второе накопление						
6	—	117±15	—	—	14,7±1,5	—
12	—	87±18	—	—	11,7±2,0	—
18	—	265±28	—	—	32,3±3,0	—
24	—	235±24	—	—	28,8±1,5	—
30	—	219±25	—	—	21,8±3,0	—
36	—	161±26	—	—	15,9±2,7	—
42	—	181±29	—	—	32,0±3,6	—
48	—	186±21	—	—	24,9±3,5	—
Второе выведение						
6	—	131±18	—	—	17,8±1,5	—
12	—	157±32	—	—	19,4±3,7	—
18	—	190±50	—	—	28,3±8,0	—
24	—	147±58	—	—	18,8±6,6	—
30	—	163±31	—	—	18,5±3,3	—
36	—	183±28	—	—	21,4±3,0	—
42	—	155±21	—	—	26,3±2,5	—
48	—	172±36	—	—	20,2±2,8	—

Таблица 30. Коэффициенты накопления и выведения ^{35}S ($\text{Na}_2^{35}\text{SO}_4$) средиземно-морской *S. barbata* в воде разной солености

Время экспозиции, ч	На сухую массу		
	26,7 ‰	27,5 ‰	37,9 ‰
Накопление			
6	1,1 ± 0,20	0,71 ± 0,09	1,06 ± 0,32
12	1,06 ± 0,15	0,74 ± 0,05	0,7 ± 0,20

Время экспозиции, ч	На сухую массу		
	26,7 ‰	27,5 ‰	37,9 ‰
18	0,58±0,24	0,80±0,20	1,46±0,42
24	1,07±0,15	1,29±0,26	1,50±0,20
30	1,14±0,11	1,19±0,12	1,48±0,20
36	2,39±0,36	2,09±0,32	1,84±0,88
42	1,74±0,24	2,37±0,25	2,48±0,25
48	1,50±0,23	2,85±0,37	1,93±0,20
54	1,56±0,31	3,02±0,30	2,92±0,59
60	1,93±0,19	2,91±0,59	1,85±0,21
78	4,99±1,15	5,83±0,51	4,48±1,30
84	4,51±0,53	7,73±1,28	9,00±1,61
96	4,76±0,48	11,2±1,5	8,78±1,40
96	11,54±0,49	18,0±4,0	13,7±1,80

Выведение

6	1,68±0,28	2,96±0,82	2,02±0,51
12	1,65±0,17	2,09±0,52	3,62±0,45
18	4,16±0,34	8,09±1,26	6,99±0,74
24	—	4,3 ±0,40	3,1 ±0,20
30	2,4 ±0,20	2,3 ±0,40	3,3 ±0,60

белка. Максимальные концентрации Ca, Cr и аминокислот у *F. vesiculosus* отмечены при солености $7,34 \pm 0,69$ ‰. Вероятно, это значение солености является изостатическим, оптимальным для развития водорослей.

Эти данные можно связать с физиологическими особенностями морских водорослей [19]. Самое низкое осмотическое давление обнаружено у пресноводных растений (6—9 атм, 607950—911 925 Па) и у диатомовых водорослей (4—8 атм, 405 300—810 600 Па). У морских водорослей осмотическое давление достигает больших величин: у зеленых и бурых водорослей оно варьирует в пределах 36—55 атм (3 647 770—5 572 875 Па), а у постоянно погруженных в воду багрянок — 31—41 атм (3 141 075—4 154 325 Па). Амплитуда изменения осмотического давления различна у разных растений и зависит от изменения таких факторов внешней среды, как соленость воды, свет, температура и др. Осмотическое давление морской воды с соленостью 33 ‰ составляет 23 атм (2 330 475 Па) (при 20 °C), а при 25—30 ‰ становится равным 18—21 атм (1 823 850—2 127 825 Па). Разница между осмотическим давлением в клетках морских водорослей и наружном растворе морской воды обеспечивает, таким образом, тургорное давление и объясняет ту легкость, с которой морские водоросли поглощают воду из моря.

Итак, если бы соленость влияла одинаковым образом на накопление всех элементов водорослями, то для объяснения этого явления было бы достаточно одного механизма регуляции с помощью осмотического давления. Однако не все элементы равнозначно накапливаются при изменении солености. Поэтому необходимо искать и другие механизмы, объясняющие действие солености на накопление элементов

водорослями. Так, подавление синтеза растительного белка водорослями при увеличении солености воды [49] нарушает механизм обмена одних элементов (Fe, Co, Ce, Y) и вызывает перестройку в механизмах обмена Ca, Sr, P, Zn, Cs, Mn. Водорослям (литоральным, сублиторальным и глубоководным) присущи свои специфические реакции [40] на изменение солености воды, отражающиеся и на минеральном обмене.

Возможно также, что действие солености [250] для одних веществ связано с уровнем, пропорциональным концентрации элемента в воде (Ca, Sr, Cs), для других — с постоянным уровнем, независимым от концентрации их в воде и от солености (Fe, Co, Ce). Результаты наших исследований и литературные данные показали, что вопрос о механизме влияния солености на накопление радионуклидов водорослями требует дальнейшего изучения.

Морские бактерии в накоплении и круговороте радионуклидов в морской воде

Одной из центральных проблем экологии микроорганизмов является изучение биогеохимических процессов, осуществляемых бактериями в биосфере, и в частности в океане [25, 81, 199]. В первую очередь это связано с исследованиями накопления, миграции, а также кругооборота радиоактивных и стабильных химических элементов с участием бактерий [300, 314, 317, 347]. Известно, что рост и размножение бактерий происходят вследствие усвоения растворенных неорганических и органических соединений, а также в результате разложения остатков и окисления сложных органических веществ. В процессе метаболических взаимоотношений с окружающей средой бактерии способны выделять продукты обмена. Кроме этого, бактериальная масса может служить источником питания для организмов более высоких трофических уровней. Поэтому, рассматривая морские бактерии в аспекте радиоактивного загрязнения окружающей среды [317], выделяют следующие четыре группы бактерий:

концентрирующие радионуклиды в клетках в форме ионов или связывающие их с органическими соединениями;

возобновляющие цикл радионуклидов, накопленных в мертвых организмах;

бактерии, которые служат передаточным звеном накопленных или сорбированных радионуклидов на поверхности бактериальных клеток на более высокие трофические уровни;

бактерии, способные возобновлять цикл радионуклидов, связанных с органическими соединениями, находящимися в среде, путем их накопления, а также выделять радионуклиды в форме органических соединений, например ^{60}Co , витамина B_{12} .

Целесообразно провести обзор литературных данных, отражающих суть изложенных выше групп. В настоящее время изучаются процессы накопления радионуклидов из морской воды, а также вопросы о связывании их с органическими соединениями бактериальных клеток, морских бактерий и микроводорослей. Так, в работе К. Моргана [300]

получены K_n на отдельных видах бактерий, которые варьировали в следующих пределах: для ^{137}Cs — 15 ± 50 , ^{90}Sr — 100 ± 11 , ^{65}Zn — 290 ± 15 %. В экспериментах, где в качестве объектов использовали различные виды микроводорослей *Platimonas* sp., *Chlamidomonas* sp., *Nitzschia* sp., *Rhodomonas* sp., автор отметил, что ^{137}Cs и ^{90}Sr не накапливаются ими в больших количествах. Однако уровень накопления ^{65}Zn микроводорослями велик и для разных видов составляет 2000—40 000 ед., за исключением микроводорослей вида *Rhodomonas* sp. и морских бактерий. В этих исследованиях отмечены также высокие K_n для большинства исследуемых трехвалентных металлов у разных видов микроводорослей: ^{91}Y — 2000—40 000, ^{144}Ce — 5000—28 000, ^{147}Pr — 2000—12 000 ед. Морские бактерии накапливали эти радионуклиды значительно меньше и имели следующие K_n : ^{91}Y — 886, ^{141}Ce — 1740, ^{147}Pr — 147 ед. Данные того же порядка отражены в работе Х. Секи и Н. Тага [347] на монокультуре морских бактерий *Vibrio alginus*: ^{141}Ce — 967—8114, ^{137}Cs — 0,8—68,7, ^{65}Zn — 90—164, ^{45}Ca — 0,2—0,4 ед. При изучении концентрирующей способности бактериопланктонного сообщества в устье Дуная отмечены K_n для ^{90}Sr — 29—43, ^{144}Ce — 1000—2600 ед. [34]. Но K_n ^{137}Cs морскими бактериями могут быть выше. Так, на монокультурах морских гетеротрофных бактерий показано, что K_n ^{137}Cs , рассчитанные на сырую массу, составили для *Bacterium halophilum* 448—4480, *B. mesentericus* — 69—176, *Bacillus microcydes* — 26—130, ед. [196]. Если для монокультур *B. mesentericus*, *B. microcydes* K_n ^{137}Cs сопоставимы с данными других авторов [130, 300, 347], то для *B. halophilum* они отличаются на один-два порядка. Вероятно, в работе В. Г. Шумаковой [196] K_n ^{137}Cs морскими бактериями существенно завышены.

Таким образом, морские бактерии способны накапливать в большей или меньшей степени различные радионуклиды. В связи с этим представляет интерес вопрос о включении радионуклидов в органические соединения бактерий. Такого рода данные получены на монокультуре морских бактерий *Serratia maritima* [291]. Используя различные методы, авторы качественно и количественно оценили процесс накопления $\frac{^{90}\text{Sr}}{^{90}\text{Y}}$ морскими бактериями. В работе отмечено избирательное накопление бактериями ^{90}Y из раствора, содержащего смесь $\frac{^{90}\text{Sr}}{^{90}\text{Y}}$, причём K_n для ^{90}Y был значительно выше, чем для ^{90}Sr . Коэффициент накопления смеси $\frac{^{90}\text{Sr}}{^{90}\text{Y}}$ для морских бактерий *S. maritima*, определяемый как соотношение между активностью данной биомассы клеток и активностью соответствующего объема среды, составил 6000—25 000 ед. Применение метода химического фракционирования клеточных компонентов позволило авторам установить, что большая часть радиоактивных атомов связана с нуклеиновыми кислотами, растворимыми протеинами и нерастворимыми компонентами бактериальных клеток. Следовательно, немногочисленные исследования концентрирующей способности различных радионуклидов морскими бактериями показали, что K_n для таких радионуклидов, как ^{137}Cs и ^{90}Sr , весьма

противоречивы. По-видимому, причиной существенных отличий в K_n ^{137}Cs и ^{90}Sr для монокультур морских бактерий являются методические трудности в проведении такого рода исследований: трудности в определении биомассы бактерий, а также не принятое во внимание сорбция изучаемых радионуклидов на мембранных фильтрах, что может служить источником больших погрешностей при определении активности взвешенного вещества [327] и бактериальных клеток [317]. Кроме этого, необходимо также отметить, что концентрация стабильных элементов в воде, которую использовали различные авторы в своих исследованиях, может быть разной. В связи с этим и K_n могут иметь большие отклонения как в сторону завышения, так и занижения [120].

Морские бактерии способны накапливать различные радионуклиды из морской воды, однако до настоящего времени нет сведений о накоплении радионуклидов бактериями в процессе минерализации остатков мертвых организмов. Тем не менее в литературе имеется достаточно большой фактический материал, косвенно подтверждающий наличие этого процесса. Взвешенное органическое вещество (ВОВ) находится в морской воде повсеместно [32, 143, 175, 176]. Так, содержание ВОВ в открытых районах морей Средиземноморского бассейна составило 20—100, а в прибрежных — 200 мг $\text{C}/\text{см}^3$ [175]. Анализ количества ВОВ по фракциям с биомассой зоо-, фито- и бактериопланктона показал, что большая часть ВОВ, крупнее 1 $\mu\text{м}$ в диаметре, приходится на неживые органические частицы — детрит [175], поверхность которого, как указывает Ю. А. Горбенко [36], покрывается обычно микробной слизью. В лабораторных условиях получены данные, на основании которых показано, что на поверхности убитых клеток диатомовых водорослей через 1—2 сут появляется скопление бактерий. В результате процессов минерализации морских бактерий по истечению некоторого времени в опыте наблюдали появление клеток диатомовых водорослей, лишенных протоплазмы и хроматофоров [36]. Таким образом, при наличии накопленных ранее радионуклидов в остатках растительного и животного происхождения они могут быть усвоены морскими бактериями в процессе минерализации.

Морские бактерии благодаря своим физиологическим особенностям усваивать как неорганические, так и органические соединения, а также окислять сложные органические соединения, входящие в состав детрита, обладают большей возможностью относительно других гидробионтов концентрировать радионуклиды. Именно поэтому бактерии могут быть эффективным передаточным звеном накопленных радионуклидов организмам более высоких трофических уровней. Исследованиями последних лет показано, что бактерии являются полноценной пищей и составляют существенную долю в пищевом рационе для зоопланктона-фильтраторов, зоопланктона-хватателей [106, 107, 118, 159, 161]. Необходимо также указать на существенную роль бактерий как источника питания для микрозоопланктона, доля которого в суммарной биомассе зоопланктона достаточно велика [162]. Применение метода меченых атомов позволило получить конкретные сведения о передаче радионуклидов, накопленных бактериальными клетками, организмам более высоких трофических уровней. В подобного рода исследо-

ваниях показано, что если в среде присутствовали бактерии, накопление ^{32}P резко возрастало как для морских *Gammarus locusta*, амфипод *Lembos interedeis* [280], пресноводной *Daphnia magna* [339], так и относительно стерильных сред. Аналогичные данные получены в исследованиях с моллюсками *Tapes decussatus*. Отмечено, что накопление ^{54}Mn ими было значительно выше в нестерильных условиях [226].

Морские бактерии могут оказывать влияние на миграцию радионуклидов, изменяя их физико-химическое состояние, и доступность для накопления другими организмами путем синтеза или разрушения элементоорганических соединений в морской воде [281]. Так, бактерии могут не только усваивать органические соединения, но и являться их продуцентами, в частности витамина B_{12} [75, 138, 258, 356]. В связи с этим накопленный в ионной форме ^{60}Co в результате биосинтеза бактерий может переходить в другую форму, т. е. органическую молекулу витамина B_{12} , который является ростовым стимулятором фитопланктонных водорослей. На основании большого числа наблюдений в лабораторных условиях показано, что скорость роста отдельных видов диатомовых, динофлагеллят, таких, как кокколитофорид и мелких жгутиковых, значительно увеличивалась при добавлении витамина B_{12} [73].

Таким образом, морские бактерии способны накапливать радионуклиды и, потребляя их организмами более высоких трофических уровней, быть источником радиоактивного заражения всех компонентов экосистем, включая и пищевые продукты. Тем не менее для оценки способности микроорганизмов концентрировать радионуклиды и для определения интенсивности процессов перераспределения, миграции, переноса их через микроорганизмы в результате процессов обмена, изменения их физико-химического состояния и дальнейшей геохимической судьбы необходимы дополнительные сведения. В настоящее время в литературе имеется мало фактического материала по накоплению и обмену радионуклидов морскими бактериями, что объясняется методическими трудностями в постановке такого рода исследований [317]. В связи с этим цель настоящей работы: определить K_n ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{65}Zn , ^{45}Ca для разных видов морских гетеротрофных бактерий; исследовать кинетику накопления и выведения ^{137}Cs на монокультуре *Bacterium album*; оценить роль морских бактерий в извлечении радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr из морской воды.

Методы определения накопления радионуклидов морскими бактериями

При изучении концентрирующей способности бактериями применяются методы автордиографии, количественного определения накопления радионуклидов бактериями в твердой и жидкой средах, химического фракционирования клеточных компонентов бактериальных клеток.

А торидиография широко используется для выяснения способности бактерий к накоплению радионуклидов как с почвенной, так и водной микрофлорой [63, 242]. В его основе лежит использование спо-

способности излучений радиоактивных изотопов оставлять следы на эмульсии фотографических пластин, а применение дает возможность получить качественную оценку накопления различных радионуклидов бактериями.

Количественное определение накопленных радионуклидов бактериями можно осуществить при культивировании бактерий на твердых и жидких средах [300, 314, 347]. При количественной оценке способности бактерий накапливать радионуклиды используют K_n : отношение концентрации радионуклида в организме и в водной среде [120]. Коэффициент накопления может быть выражен в расчете как на сухую, так и сырую массу. Причем K_n , рассчитанный на сырую массу, отражает действительную роль организмов в накоплении радионуклидов, а на сухую — указывает на способность органического остатка организмов накапливать радионуклиды из водной среды [120]. При изучении концентрирующей способности бактерий необходимо с высокой точностью определять их биомассу. Методы определения биомассы бактерий различны и зависят от среды, на которой их культивируют. Так, при использовании твердых сред массу бактерий сливают или снимают механически. В жидких средах бактерии отделяют методом фильтрации с использованием мембранных или нуклеопористых фильтров, а также центрифугированием. Непосредственное измерение биомассы бактерий осуществляется прямыми и косвенными методами.

К прямым методам относятся весовой учет бактериальной массы и учет массы бактерий путем центрифугирования.

К косвенным методам относятся.

Микроскопический подсчет клеток в счетной камере или на мембранных фильтрах. Этим методом учитывается число живых и мертвых бактерий.

Подсчет колоний на чашках Петри с питательной средой, на которую высевается бактериальная взвесь в определенном разведении. Этот метод дает возможность определить число жизнеспособных клеток.

Учет количества клеток с помощью нефелометра по степени мутности образующей клетками бактерий.

Учет бактериальной массы по общему азоту, ДНК, бактериальному фосфору.

Подсчет клеток на чашках Петри и в серийных растворах является недостаточно точным, так как клетки бактерий могут соединяться в цепочки, образующие при этом одну колонию, которая учитывается при подсчете колоний. Этот факт может привести к значительному занижению числа учитываемых клеток микроорганизмов. Не менее спорным является и другой метод — метод прямого счета. Он дает завышенные числовые данные из-за трудности в разграничении живых и мертвых клеток и их фрагментов, которые можно принять за бактериальные клетки. Расхождения при подсчете этими двумя методами составляют 13—9700 раз [279].

Метод химического фракционирования клеточных компонентов промытых радиоактивных бактериальных клеток основан на получении различных фракций органических соединений из промытых бактериальных клеток. Поэтому применение данного метода позволяет

установить, какие конкретно фракции клеток связывают накопленные радионуклиды [291].

Рассмотренные методы, несмотря на неточности в определениях биомассы бактерий, позволяют, во-первых, провести качественную оценку накопления радионуклидов, во-вторых, дают возможность количественно оценить накопление радионуклидов из окружающей среды; в-третьих, указать на способность отдельных компонентов бактериальных клеток связывать радионуклиды.

Эксперименты с монокультурами морских бактерий мы проводили по следующей методике: в качестве объектов исследования использовали гетеротрофные бактерии, изолированные и идентифицированные из проб воды Черного моря. Схема расположения станций отбора проб, физиолого-биохимическая характеристика и способы их определения описаны в работе А. В. Пархоменко и Н. С. Рисна [113]. Бактериальную суспензию готовили по стандарту мутности из расчета 10^9 кл/мл, используя при этом суточные монокультуры исследуемых бактерий, выращенных на мясо-пептонном агаре. Для приготовления среды морскую воду отбирали в открытом море в 10 милях от Севастополя. Чтобы избавиться от взвеси, морскую воду фильтровали через мембранные фильтры с размером пор 0,40 мкм. Затем вносили пептон, концентрация его в среде составила 0,5 %. Приготовленную таким образом среду автоклавировали при 1 атм (101 325 Па) в течение 20 мин. В стерильную морскую воду объемом 500 мл вносили 0,1 мл исходной бактериальной суспензии. Культивирование бактерий осуществляли на микробиологической качалке при температуре 22—24 °С. Кривую роста исследуемых бактерий определяли нефелометрически на ЛМФ-69.

На экспоненциальной фазе роста бактериальные клетки отделяли от среды центрифугированием при 5000 об/мин на центрифуге ЦЛР. Массу бактерий в исходной взвеси определяли взвешиванием на весах ВЛМ-1г с точностью 0,01. Для этого мембранные фильтры сушили при температуре 60 °С и хранили в эксикаторе с хлористым кальцием в течение 24 ч. После тщательного перемешивания исходной взвеси отбирали 0,1 мл и вносили в стерильную морскую воду объемом 0,9 мл и фильтровали через чешские мембранные фильтры с размером пор 0,40 мкм. Мембранные фильтры с массой бактерий высушивали при температуре 60 °С и хранили в эксикаторе с CaCl_2 в течение 24 ч. Массу бактерий в исходной взвеси для каждой из исследуемых монокультур определяли на основании 12 повторностей. В дальнейшем в экспериментах с монокультурами *V. album*, *V. halophilum* исходную взвесь бактерий определяли нефелометрически, используя калибровочную кривую зависимости плотности среды (d) от массы бактерий (рис. 39). Калибровочную прямую построили на основании семи точек, причем на каждую точку брали по шесть повторов, разброс данных был незначителен. Диапазон изменения массы бактерий задавался в пределах 8—260 мкг/мл, рабочая масса бактерий в опыте составила 10 мг/мл. После определения массы бактерий в исходной взвеси изучали динамику накопления радионуклидов. Для этого в стерильные бюксы, содержащие 1,8 мл морской воды, вносили 0,1 мл исходной взвеси и 0,1 мл исходного раствора изучаемого радионуклида. Радионуклиды вносили

в виде водных растворов с таким расчетом, чтобы активность среды была не ниже $3,7 \cdot 10^6$ Бк/л. В экспериментах использовали хлористые ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{65}Zn , ^{45}Ca .

Все радионуклиды были без изотопных носителей. С момента внесения радионуклида в морскую воду с бактериями отбирали по 0,1 мл из исследуемой среды на каждую временную точку и доводили стерильной морской водой до объема 5 мл. Фильтровали через чешские мембранные фильтры с размером пор 0,40 мкм, отличающиеся по массе не более чем ± 2 мг, при вакуумном разрежении 0,4 атм (40 528 Па). Процесс выведения радионуклидов изучали следующим образом: после достижения стационарного уровня накопления радионуклидов 1 мл оставшейся среды фильтровали через нуклеопористый фильтр с размером пор 0,40 мкм. С нуклеопористого фильтра бактериальную массу смывали морской водой (5 мл) в бюксы, которые содержали 45 мл стерильной морской воды. Сразу после смыва и тщательного перемешивания в бюксе морской воды и бактерий отбирали пробы в количестве 5 мл и фильтровали через определенные промежутки времени. Концентрирующую способность накопления радионуклидов морскими бактериями определяли как отношение концентраций в организме и воде (на сухую массу).

Радиоактивность проб с радиоизотопами ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{45}Ca измеряли на торцовом счетчике СБТ-13 в свинцовой защите с пересчетным прибором ПП-16. Пробы, содержащие ^{90}Sr измеряли после установления радиоактивного равновесия между ^{90}Sr и дочерним ^{90}Y . Пробы с радионуклидом ^{65}Zn измеряли на одноканальном дифференциальном анализаторе ААДО с датчиком УСС кристалл NaI (Tl) 40×40 . Относительная ошибка радиометрических измерений не превышала 5 %.

Накопление радионуклидов

^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{65}Zn , ^{45}Ca морскими бактериями

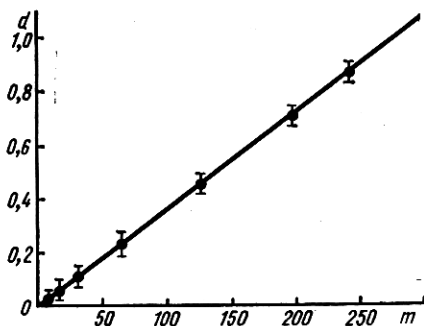


Рис. 39. Калибровочная кривая зависимости плотности среды (d) от массы (m , мкг/мл) бактерий *V. alburnum*

Исследования концентрирующей способности радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{65}Zn , ^{45}Ca проводили на монокультурах черноморских гетеротрофных бактерий. Изучение динамики накопления радионуклидов бактериями осуществляли в закрытых системах, где популяционный рост и размножение бактерий описываются S-образной кривой. В период роста и размножения бактерий в закрытых системах различают несколько фаз: лаг-фазу, экспоненциальную, стационарную и фазу гибели [135, 195].

В период лаг-фазы бактериальные клетки адаптируются к условиям среды. При этом бактерии вырабатывают адаптивные ферменты,

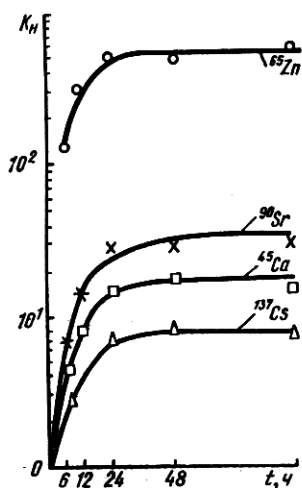


Рис 40. Кинетика накопления радионуклидов развивающейся популяции бактерий *V. halophilum*

и ^{86}Rb популяций бактерий на экспоненциальной и стационарной фазах. Уровень накопления как для ^{137}Cs , так и ^{86}Rb на экспоненциальной фазе вдвое выше, чем на стационарной (рис. 41). По-видимому, это объясняется тем, что на стационарной фазе физиологическая активность бактериальных клеток снижается, что обусловлено, с одной стороны, продуктами метаболизма, которые могут служить ядом, с другой — недостатком источников питания в связи с увеличением биомассы бактерий [54]. Следовательно, для оценки концентрирующей способности бактерий в закрытых системах эксперименты целесообразно проводить с популяцией бактерий, находящейся на экспоненциальной фазе, так как характерные черты роста и размножения бактерий на экспоненциальной фазе в большей степени отражают их физиологическое состояние в природных условиях.

Изолирование и идентификация морских гетеротрофных бактерий до вида позволили нам провести исследования о накоплении радионуклидов в зависимости от их видовой принадлежности. В табл. 31 представлены K_n для ^{137}Cs и ^{90}Sr монокультурами морских бактерий, которые относятся к следующим родам: *Bacterium*, *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Vibrio*. На монокультурах *Bacterium album* и *V. halophilum* K_n ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{65}Zn , ^{45}Ca , выраженные в сухой массе морских бактерий, составляют десятки, а для ^{65}Zn — сотни единиц. Вероятно, концентрирующая способность морских бактерий к различным радионуклидам обусловлена физиологической необходимостью. Например, относительно высокие K_n ^{65}Zn , возможно, определяются тем, что он входит в состав различных ферментов. Коэффициенты накопления радионуклидов, полученные для различных видов морских бактерий, составили для ^{137}Cs — 5—7, ^{90}Sr —

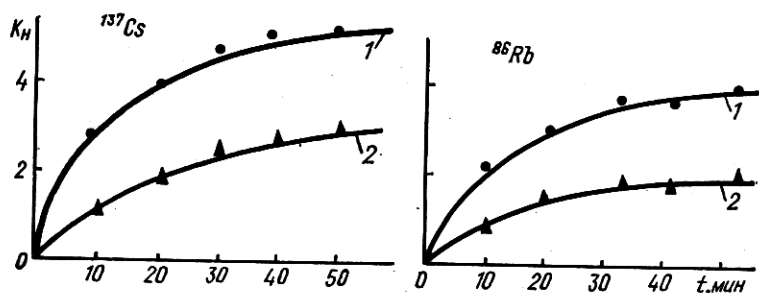


Рис. 41. Кинетика накопления ^{137}Cs и ^{86}Rb *B. album* на экспоненциальной (1) и стационарной (2) фазах роста

22—28, ^{86}Rb — 3—4, ^{65}Zn — 365—380, ^{45}Ca — 12—14 ед. Представленные K_n радионуклидов для морских бактерий согласуются с литературными данными как для макро-, так и для микроорганизмов [300, 322, 347]. Исследования различных видов гетеротрофных бактерий свидетельствуют о том, что накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не зависит от видовой принадлежности к различным родам (*Bacterium*, *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Vibrio*) и для разных видов в пределах одного рода *Bacterium* (табл. 31).

Так как вопрос о механизме накопления радионуклидов имеет важное значение, нами поставлены эксперименты для установления связи процессов накопления ^{137}Cs с метаболизмом морских бактерий. Ранее было отмечено, что ^{137}Cs накапливается бактериями за счет процессов адсорбции [347]. Однако результаты наших опытов показали, что процесс накопления ^{137}Cs убитыми бактериями, а также в присутствии азида натрия, специфического ингибитора, угнетающего функциональную деятельность окислительных ферментов, участвующих в аэробном дыхании [54], и опыты на разных фазах роста бактерий выявили иную картину (рис. 41, 42). Если накопление ^{137}Cs живыми бактериями зависело от времени, то на убитых бактериях этой зависимости не наблюдалось (рис. 42). Адсорбция ^{137}Cs убитыми бактериями была незначительна. Уровень процесса накопления и выведения ^{137}Cs морскими бактериями в присутствии

Таблица 31. Концентрирующая способность черноморских гетеротрофных бактерий

Вид	Радионуклид	K_n на сухую массу	Доверительный интервал
<i>Bacterium halophilum</i>	^{137}Cs	5,00	$\pm 0,30$
	^{86}Rb	3,86	$\pm 0,16$
	^{90}Sr	23,0	$\pm 8,00$
	^{45}Ca	12,00	$\pm 2,40$
<i>B. album</i>	^{65}Zn	367,00	$\pm 47,0$
	^{137}Cs	5,60	$\pm 0,46$
	^{86}Rb	4,10	$\pm 0,20$
	^{90}Sr	26,00	$\pm 7,30$
<i>Pseudomonas liguelaciens</i>	^{137}Cs	5,40	$\pm 0,28$
	^{90}Sr	23,95	$\pm 0,23$
<i>Chromobacterium anramticum</i>	^{137}Cs	4,90	$\pm 0,36$
	^{90}Sr	26,15	$\pm 7,17$
<i>Micrococcus tetragenus</i>	^{137}Cs	4,10	$\pm 0,20$
	^{90}Sr	23,00	$\pm 5,50$
<i>Bacillus lntens</i>	^{137}Cs	4,90	$\pm 0,30$
	^{90}Sr	27,00	$\pm 6,90$
<i>Vibrio cineatus</i>	^{137}Cs	4,76	$\pm 0,26$
	^{90}Sr	24,70	$\pm 7,50$

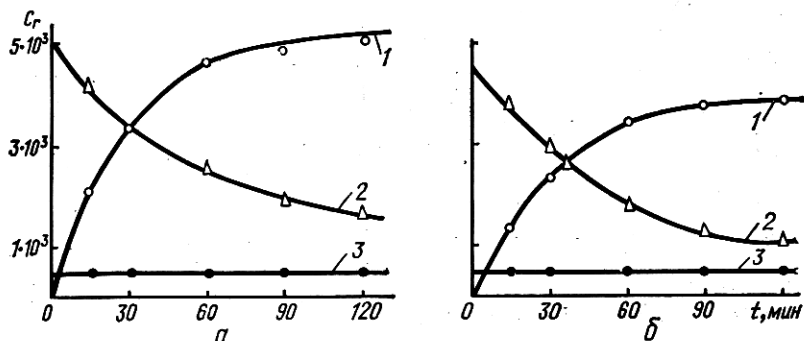


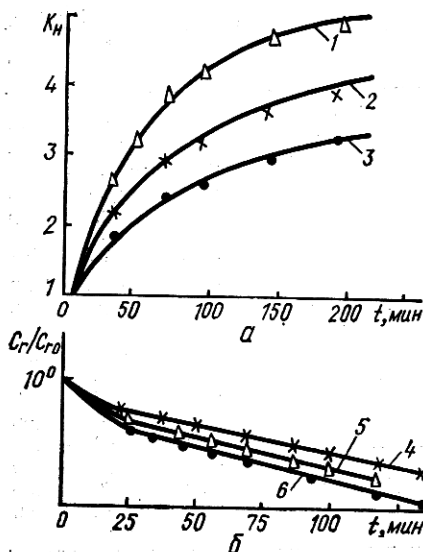
Рис. 42. Кинетика накопления живыми (1), убитыми (3) и кинетика выведения (2) ^{137}Cs *B. album*:

а — без азиды натрия в среде, б — в присутствии азиды натрия; C_r — активность ^{137}Cs в бактериях (имп. мин/г)

азиды натрия снижался на 20 %. Таким образом, накопление и выведение ^{137}Cs связаны с обменом веществ у морских бактерий.

Кинетика накопления и выведения ^{137}Cs морскими бактериями на примере монокультуры *Bacterium album*

Анализ экспериментальных данных кинетики накопления и выведения ^{137}Cs бактериями показывает, что K_n этого радионуклида тем выше, чем меньше биомасса бактерий в среде (рис. 43, а). Как показали результаты опытов по выведению ^{137}Cs бактериями (рис. 43, б), точки,



отражающие кинетику выведения, не ложатся на прямые, отложенные на графике в логарифмическом масштабе по оси ординат. Следовательно, аппроксимация опытных данных одной экспонентой не дает хорошего совпадения с наблюдениями. Однако отмечено удовлетворительное согласование с результатами опытов зависимости, опи-

Рис. 43. Кинетика накопления и выведения ^{137}Cs *B. album*:

а — накопление при исходной биомассе (1 — 0,033, 2 — 0,066, 3 — 0,133 мг/мл), б — выведение при биомассе бактерий (4 — 0,066, 5 — 0,091, 6 — 0,133 мг/мл); C_r/C_{r0} — отношение концентрации ^{137}Cs в текущие моменты времени к его начальной концентрации в бактериальных клетках

сывающее кинетику выведения двухэкспоненциальной функцией

$$\frac{C_r}{C_{r0}} = a_1 e^{-p_1 t} + a_2 e^{-p_2 t}, \quad (13)$$

где a_1, a_2 — предэкспоненциальные множители, $a_1 + a_2 = 1$; p_1 и p_2 — постоянные времени затухания экспонент ($p = 0,693/r$).

Аппроксимирующие кривые, параметры которых определены графоаналитическим методом [172], представлены на рис. 43. Постоянные времени затухания экспонент, соответствующие кривым, описывающим кинетику выведения ^{137}Cs бактериями при разной их концентрации (рис. 43, б), практически совпадают (в среднем они равны: $p_1 = 0,126$; $p_2 = 0,00977$), а отличаются только параметры кривых a_1 и a_2 . Это свидетельствует о том, что относительные скорости процессов, управляющих обменом ^{137}Cs , не зависят от концентрации бактерий в среде.

Таким образом, из данных о накоплении и выведении ^{137}Cs (рис. 43, а, б) следует, что количество обмениваемого бактериями радионуклида зависит от их концентрации. С увеличением концентрации бактерий оно уменьшается, но относительные скорости обмена ^{137}Cs остаются постоянными.

Воспользуемся полученными результатами в качестве предпосылок для построения математической модели обмена цезия бактериями. Допустим, что бактерии имеют два фонда ^{137}Cs , обменивающиеся с различными скоростями метаболических реакций первого порядка, и их объемы зависят от концентрации бактерий в среде. Кинетика обмена цезия в системе радионуклид в морской среде — гидробионт может быть отражена двухкамерной моделью с независимым обменом радионуклида фондами [43]. Уравнения, описывающие поведение системы в дифференциальной форме, имеют вид

$$\frac{dC_1}{dt} = p_1 (C_b B_1 - C_1), \quad \frac{dC_2}{dt} = p_2 (C_b B_2 - C_2), \quad (14)$$

где C_b и C_1, C_2 — концентрация радионуклида в среде и камерах гидробионта ($C_1 + C_2 = C_r$); B_1 и B_2 — объемы камер или величина обменных фондов при данной концентрации бактерий гидробионта в среде ($B_1 + B_2 = K_c$); p_1 и p_2 — показатели скорости обмена радионуклида камерами гидробионта.

При аналогичном принятому при моделировании кинетики обмена ^{86}Rb бактериями состоянию системы радионуклид в среде — гидробионт общее решение уравнений (14) записывается в форме

$$C_r(t) = C_{b0} K_c + (C_{10} - C_{b0} B_1) e^{-p_1 t} + (C_{20} - C_{b0} B_2) e^{-p_2 t}, \quad (15)$$

где C_{b0} и C_{10} — начальные условия, концентрация радионуклида в среде и камерах гидробионта.

При значениях $C_{b0} = 0$; $C_{10} = C_1(0)$ и $C_{20} = C_2(0)$, соответствующих условиям опытов по выведению ^{137}Cs бактериями, уравнения (13) и (15) тождественны при $p_1 = 0,126$ и $p_2 = 0,00977$. Для определения остальных параметров модели (14), соответствующих разным концентрациям бактерий в среде, воспользуемся K_n в последней

Т а б л и ц а 32. Параметры модели обмена ^{137}Cs при разной концентрации бактерий в среде

Концентрация бактерий, мг/мл	Показатель скорости обмена, мин ⁻¹	B_1	P_1 , мин ⁻¹	B_2	P_2 , мин ⁻¹	K_c
0,033	0,306	2,22	0,126	2,68	0,00977	4,90
0,066	0,264	1,93	0,126	2,14	0,00977	4,07
0,133	0,210	1,51	0,126	1,98	0,00977	3,49

точке опыта по концентрированию ($t = 180$ мин, рис. 43, а) и определим скорости накопления ^{137}Cs бактериями в момент времени $t = 0$, равные скоростям обмена радионуклида гидробионтом. Из соотношения (15) при начальных условиях $C_{b0} = C_b$; $C_{10} = 0$; $C_{20} = 0$; соответствующих опыту по накоплению, имеем

$$K(t_1) = B_1(1 - e^{-P_1 t}) + B_2(1 - e^{-P_2 t}), \quad (16)$$

где $K(t_1) = K_n$ ^{137}Cs бактериями в момент времени $t = 180$ мин. Продифференцировав уравнение (15) при $t = 0$, получим зависимость для определения скорости обмена

$$K'(0) = B_1 P_1 + B_2 P_2. \quad (17)$$

В уравнения (16) и (17) входят неизвестные $K'(0)$, B_1 и B_2 . Скорости обмена $K'(0)$ установлены численным дифференцированием по четырем точкам экспериментальных наблюдений (рис. 43, а, б). Значения B_1 и B_2 определены совместным решением уравнений (16) и (9). Параметры модели и скоростей обмена ^{137}Cs бактериями сведены в табл. 32. Кривые, полученные табулированием формулы (15) с параметрами, приведенными в табл. 32, нанесены на рис. 43, б сплошными линиями. Сравнение экспериментальных и расчетных данных свидетельствует об удовлетворительном их согласии.

Таким образом, можно заключить, что двухкамерная математическая модель (14), описывая результаты опытов как по накоплению, так и выведению, с достаточной адекватностью отражает кинетику процессов обмена ^{137}Cs бактериями при изменяющейся концентрации бактерий в среде.

Экстраполяцией зависимостей оценим вероятные значения величин K_c и $K'(0)$ при биомассе бактерий 2000 мг/м^3 , наблюдаемой в продуктивном районе океана [206]. Путем аппроксимации найденных значений (см. стр. 7) получаем: $K'(0) = 2,128^{-0,270}$, где δ — концентрация бактерий в морской воде. Подставив в эту формулу $\delta = 2 \times 10^{-3} \text{ мг/мл}$, получим $K'(0) = 0,62 \text{ мин}^{-1}$; $K_c = 9,5$. Проведенные расчеты определяют лишь порядок величин, но, по нашему мнению, они позволяют охарактеризовать роль бактерий в биогенной миграции и круговороте ^{137}Cs в морской воде. Максимальный пул в бактериях, определяемый произведением $K_c \delta$, равен $1,9 \cdot 10^{-3}$ от пула среды, а период круговорота ^{137}Cs морской среды в результате обмена бактериями, равной величине $1/K'(0)\delta$, составляет 560 сут.

Несмотря на то что среди обитателей морей и океанов бактерии имеют наибольшие поверхностно-активные соотношения, это существенно не сказывается на их K_n [300, 317]. Для ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{45}Ca они составили десятки, а для ^{65}Zn — сотни единиц. На основе полученных K_n в экспериментальных условиях была предпринята попытка рассчитать процент извлечения бактериями радионуклидов из морской воды. Для этого использовали наши и литературные сведения о K_n радионуклидов морскими бактериями, а также данные о биомассе бактериопланктона в морской воде. По формуле [120]

$$A = \frac{K_n}{K_n + \frac{1}{10^{-6}B}} 100\%, \quad (18)$$

где $B = \frac{P_1}{P_2}$, P_1 и P_2 — масса соответственно организмов и воды; $10^{-6}B$ — концентрация организмов в водной среде в частях на 1 млн., т. е. биомасса (например, г/м³); рассчитывали процент активности, извлекаемой биомассой бактерий из морской воды. Получено, что при средних для океанических вод биомассах бактерий 10—20 мг/м³ [160] и $K_n = 100$ ед. доля активности микроорганизмов не превышает 0,01 %. Соответственно при $K_n = 10$ —20 ед. извлечение радионуклидов составит 0,0001 %. Даже в случае больших биомасс бактериопланктона, встречающихся в районе шельфа и лагун, — 1,6 г/м³ [160] и максимального значения величины $K_n = 50\,000$ ед. [300] доля радиоактивности, извлекаемая микроорганизмами, не будет превышать 10 %. Поэтому, если сопоставить K_n для ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{65}Zn , ^{45}Ca с биомассами бактериопланктонного сообщества, ясно, что обнаружить существенное извлечение этих радионуклидов из морской воды даже при самых высоких биомассах бактерий не представляется возможным. Изучение процессов накопления для ^{90}Sr , ^{86}Rb , ^{65}Zn , ^{45}Ca , которые находятся в морской воде в виде ионов, показало, что поверхность бактериальных клеток не является решающим фактором при распределении этих радионуклидов между бактериями и морской водой.

Исследования динамики накопления и выведения ^{137}Cs на монокультуре *V. albus* позволили получить результаты, которые при экстраполяции на природные условия показали, что время оборота ^{137}Cs в результате обмена морскими бактериями составляет 560 сут. Это также свидетельствует о незначительной роли морских бактерий в круговороте ^{137}Cs . Однако из этого не следует, что роль морских бактерий в миграции радионуклидов и химических элементов в океане будет незначительна. Так, на основании исследований показано, что на долю микроорганизмов от общей массы живого вещества в Черном море приходится 20—25 %, масса бактерий в слое (0—2000 м) составляет 18,5 млн. т [74]. В литературе имеются также сведения о том, что на долю морских бактерий приходится около 80 % общего потока энергии, приходящего через гетеротрофную часть сообщества [160]. Поэтому микроорганизмы являются одним из существенных факторов в круговороте веществ морей и океанов. Следовательно, можно ожидать, что значительная часть радионуклидов будет вовлекаться в

биологический кругооборот путем накопления микроорганизмами и дальнейшей миграции по пищевым цепям. Для ряда радионуклидов и химических элементов биохимическая деятельность бактерий будет решающим фактором в их круговороте в море. В связи с этим морские бактерии способны оказывать влияние на дальнейшую судьбу в миграции различных радионуклидов, особенно ^{65}Zn , ^{60}Co , регулируя их поступление в макрогидробионты путем изменения физико-химических форм этих радионуклидов в результате процессов трансформации веществ.

Влияние света, температуры, солености и pH на накопление ^{65}Zn морскими одноклеточными водорослями

Изучение накопления ^{65}Zn морскими одноклеточными водорослями интересно не только в связи с появлением в прибрежных водах этого радионуклида [379] и тяжелого металла-загрязнителя цинка [221], но и значительной ролью цинка в жизнедеятельности водных организмов [203, 376]. Особое место в концентрировании различных радионуклидов в водной среде занимают одноклеточные водоросли благодаря своему положению первого звена морских пищевых цепей.

Коэффициенты накопления, которые служат мерой поглощения радионуклидов (или металлов) водными организмами, испытывают большую вариабельность, определяемую ошибками в отборах проб и анализах, физиологическими факторами и экологической обстановкой в водоеме.

В настоящей работе мы попытались дать количественную оценку влияния температуры, солености, pH, интенсивности света и размера клеток на накопление ^{65}Zn одноклеточными морскими водорослями с помощью математического планирования экспериментов.

Нами проведены одно- и многофакторные эксперименты с тремя видами диатомовых водорослей — *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl., *Chaetoceros curvisetus* Cl., *Ditylum Brighwellii* (West.) Grun — и двумя видами перидиниевых водорослей — *Glenodinium foliaceum* Stein и *Peridinium trochoideum* (Stein) Lemmermann. Как диатомовые, так и перидиниевые клетки, с которыми мы проводили опыты, различались размерами. У диатомовых разница между мелкими и самыми крупными клетками доходила до 1700 раз, а у перидиниевых — до 3 раз. Опыты выполнены в различные сезоны 1978 г. и 1979 г.

Водоросли выращивали до определенной численности на среде Гольдберга. Опыты с радиоактивным цинком проводили на морской воде, предварительно профильтрованной через стеклянный фильтр с величиной пор 20—25 мк и отстоянной трое суток. В приготовленную на такой воде питательную среду вносили культуру клеток; из этого исходного раствора отбирали аликвоты по 50 мл в эрленмейровские колбы, куда добавляли ^{65}Zn в виде раствора хлористого цинка в 1 н. соляной кислоте с концентрацией стабильного элемента 1,25 мг/мл. Активность ^{65}Zn в опытных склянках $1,85 \cdot 10^5$ Бк. Количество цинка, вносимого нами вместе с изотопом в морскую воду, не превышало 6,25 мкг/л, что значительно меньше приводимых в лите-

Таблица 33. Накопление микроводорослями ^{65}Zn

Вид	Количество опытов	Объем клеток, мк^3	Поверхность клеток, мк^2	$K_n \pm S_{K_n}$	Коэффициент вариации, %
<i>Skeletonema costatum</i>	9	230	120	$89\,960 \pm 64\,567$	71,8
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	1	3060	1170	9034	—
<i>Ditylum Brightwellii</i>	3	409 625	33 400	1975 ± 920	46,6
<i>Peridinium trochoideum</i>	3	3000	1140	3015 ± 948	31,4
<i>Glenodinium foliaceum</i>	9	8991	3410	588 ± 287	48,8

ратуре данных о концентрации этого элемента в черноморской воде: 65 мкг/л [27], в среднем 12,2 мкг/л [142]. Время экспозиции составило 4 ч. Клетки отфильтровывали на мембранный фильтр с величиной пор 1,5—2,5 мк и промывали морской водой. Для учета сорбции фильтром ^{65}Zn служили контрольные растворы питательной среды с такой же концентрацией радиоактивного вещества, как и раствор с клетками. Радиоактивность контрольного фильтра вычитали из радиоактивности фильтра с клетками.

Способность клеток накапливать ^{65}Zn выражали в виде K_n — отношения концентрации ^{65}Zn в живых клетках к таковой в воде. Биомассу клеток определяли по численности, принимая их удельную плотность равной единице и приравнивая объем клетки к ее массе.

Полный факторный эксперимент проведен по схеме 2^4 . Каждый вариант опыта проводили в двух повторностях, а отдельные варианты — в четырех—восьми. Нижний и верхний уровни факторов для света были 1 и 20 тыс. л, температуры — 15 и 30 °C, солености — 18 и 24 ‰, pH — 8,4 и 9,2. Величину pH устанавливали с помощью добавления разбавленного раствора NaOH и затем контролировали на pH-метре. Статистическая обработка результатов этих экспериментов была стандартной [12]. В отдельных вариантах полного факторного эксперимента проверяли однородность дисперсий и нормальность K_n параллельных опытов, соблюдение которых лежит в основе применения математического планирования экспериментов.

В табл. 33 приведены K_n ^{65}Zn водорослями и их размеры. Хотя опыты проводили в разное время года, K_n тем не менее обнаружили некоторую закономерность. Коэффициенты вариации для изучавшихся видов находились в основном в диапазоне 30—50, для скелетонемы — 72 %. Сопоставление K_n ^{65}Zn с индивидуальными размерами клеток, изображенное на рис. 44, демонстрирует увеличение способности водорослей аккумулировать ^{65}Zn из морской воды при уменьшении индивидуального размера клетки. Эта зависимость в логарифмических координатах близка к прямой, что свидетельствует о почти степенной зависимости между размерами клетки и ее способностью аккумулировать ^{65}Zn . Такая тенденция может быть вызвана либо уменьшением размера клетки, что увеличивает удельную адсорбционную поверхность, либо более интенсивным метаболизмом мелких клеток по сравнению с крупными.

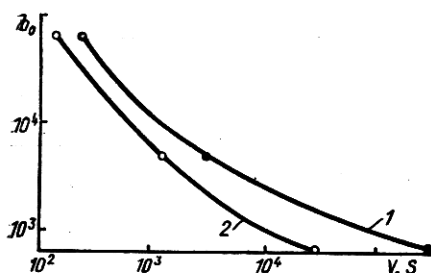


Рис. 44. Зависимость свободного члена b_0 регрессионного уравнения, характеризующего средний обобщенный K_n клетками ^{65}Zn , от их объема (1, V , мк^3) и площади поверхности (2, S , мк^2)

На вопрос о роли энергии метаболизма в аккумуляции ^{65}Zn до сих пор не получено однозначного ответа, хотя этой теме посвящено большое

количество работ. Р. Бахманн и Е. Одум [20.] показали, что накопление ^{65}Zn *Chaltomorpha* стимулировалось светом, и заключили, что накопление было метаболически активным процессом. Дж. Гуткнехт [256, 257], занимавшийся исследованием механизма накопления радиоактивного цинка макрофитами, пришел к выводу о том, что влияние на поглощение цинка метаболически активных факторов (например, света) может быть опосредованным через изменение pH среды. Е. Брода с сотр. [219] считал, что поглощение ^{65}Zn *Chlorella* было пассивным процессом, так как на него не действовали ни ингибиторы метаболизма, ни анаэробные условия. В более поздних работах эти авторы заключили, что накопление ^{65}Zn происходит благодаря быстрому пассивному процессу и за счет более медленного, зависящего от метаболизма. Сходные результаты получены и при изучении поглощения ^{65}Zn дрожжевыми клетками [235].

Не выясняя механизм действия комплекса экологических факторов на накопление ^{65}Zn морским фитопланктоном, мы сконцентрировали внимание на сравнительной оценке вклада того или иного фактора в общий объем поглощенного изотопа.

Влияние света, температуры, солености и pH, изучавшихся в полных факторных экспериментах, представлено на рис. 45. Для всех трех видов диатомовых в наибольшей степени влияли на накопление ^{65}Zn температура и соленость. Если рассчитать коэффициенты регрессии как доли свободного члена, то коэффициент при температуре в регрессивном уравнении для данных видов составил 19,5—26,9, при солености — 19,9—26,6, при pH — 13,5—18,8 и при освещенности — 2,2—10 %. Наибольшая вариабельность воздействия среди изучавшихся факторов отмечается для освещенности.

Если рассмотреть суммарную долю влияния факторов от свободного члена, характеризующего средние K_n ^{65}Zn водорослями, то для трех видов диатомовых она была примерно одинаковой: для скелетонемы — 64, хетцероса — 71,3 и дитилума — 67,8 %. Другими словами, среднее значение K_n ^{65}Zn диатомовыми водорослями может быть изменено (либо в сторону увеличения, либо уменьшения) температурой, соленостью, pH и освещенностью на 65—70 %. На взаимодействие факторов приходится 22—32 %.

Из результатов С. Стирони с сотр. [358] следует, что изученные ими шесть видов одноклеточных водорослей характеризовались большой видовой избирательностью отклика на влияние температуры и солености при накоплении ^{65}Zn . Наши результаты свидетельствуют о том,

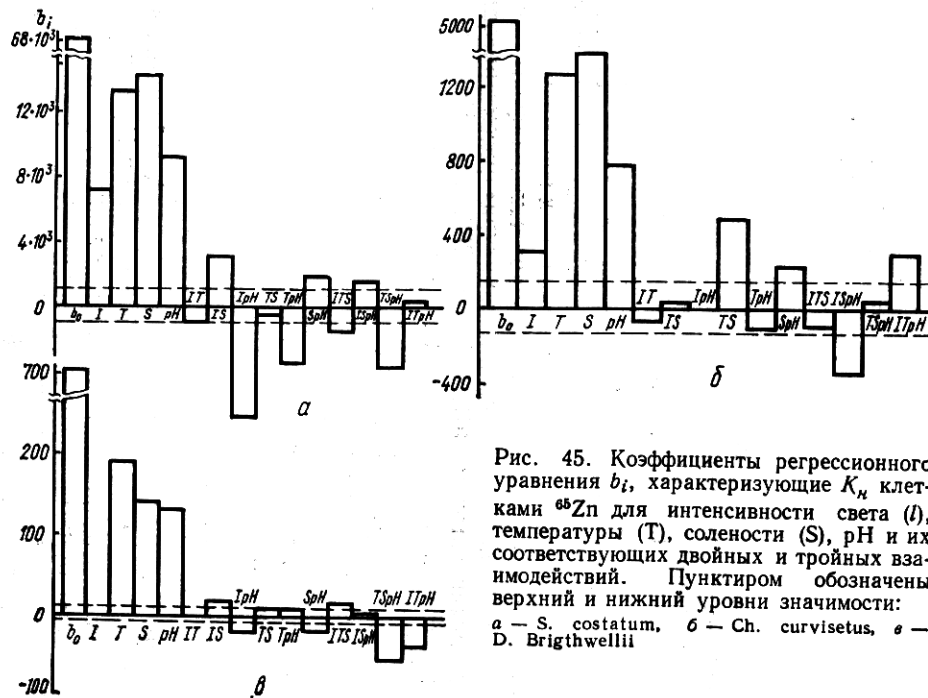


Рис. 45. Коэффициенты регрессионного уравнения b_i , характеризующие K_n клетками ^{65}Zn для интенсивности света (I), температуры (T), солености (S), pH и их соответствующих двойных и тройных взаимодействий. Пунктиром обозначены верхний и нижний уровни значимости: *a* — *S. costatum*, *б* — *Ch. curvisetus*, *в* — *D. Brighwellii*

что относительное влияние экологических факторов в процессе накопления ^{65}Zn черноморскими видами одноклеточных водорослей примерно одинаково. Возможно, это связано с тем, что значительная часть ^{65}Zn поглощается водорослями метаболическим путем и существенно зависит от размерных характеристик клеток.

Таким образом, степень накопления ^{65}Zn черноморскими планктонными водорослями определяется в основном размерами клеток. Влияние температуры, солености, pH и освещенности может изменить величину накопления радионуклида каждым видом водоросли на 70 %.

Роль отдельных групп органических соединений бурых и зеленых водорослей в концентрировании радионуклидов и их стабильных носителей из морской воды

При изучении механизмов концентрирования радионуклидов морскими водорослями установлено, что процессы извлечения из морской воды могут быть связаны со структурами, остающимися в водорослях после их гибели [120, 138, 147]. Извлечение этих структур из растений и последующее исследование процессов сорбции и десорбции радионуклидов водорослевыми полисахаридами показали, что они могут поглощать ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{90}Sr , ^{91}Y и ^{144}Ce из морской воды в значительных количествах [150]. Вопрос о роли этих соединений в морских растениях при извлечении металлов из окружающей среды, локализация их в отдельных биохимических структурах рассматривались немногочисленными авторами [61, 146, 150, 262, 304]. Нами проведено определение стабильных изотопов K, Na, Cu, Mg, Ca, Sr, Zn, Fe, Co, Ni, Pb и Mn в биохимических компонентах черноморских массовых водорослей — *Cystoseira barbata* (Phaeophyta) и *Ulva rigida* (Chlorophyta), а также сравнение процессов экстракции стабильных и радиоактивных изотопов элементов с различными биогенными свойствами, накопленных цистозирой и ульвой в природных и экспериментальных условиях.

Радионуклиды

Исследования проводили с образцами водорослей, собранных в районе Херсонесской бухты в апреле 1978 г. и июле 1980 г. Растения, очищенные от обрастаний и промытые дистиллированной водой, обсушивали фильтровальной бумагой и доводили в сушильном шкафу при $t = 60^\circ\text{C}$ до постоянной массы, растирали в фарфоровой ступке, а затем использовали для последовательной обработки 95-, 50- и 25%-ными растворами этилового спирта, 1 %-ным раствором углекислого натрия с добавками 0,02 %-ного Sodium dodecyl sulphate (SDS) (при экстракции солей натрия использовали растворы карбоната калия), 1 %-ным раствором соляной кислоты, 4 %-ным раствором гидроксида натрия. Нерастворимые остатки обрабатывали сначала 40 %-ным раствором соляной кислоты (для извлечения хитина) с последующей отмывкой дистиллированной водой до нейтральной реакции, а затем муравьи-

Таблица 34. Фракционный состав бурых и зеленых водорослей

Реагент	Содержание фракции, %	
	<i>C. barbata</i>	<i>U. rigida</i>
95 %-ный этиловый спирт	8,73	13,10
50 %-ный этиловый спирт	12,77	16,84
25 %-ный этиловый спирт	12,23	2,85
1 %-ный раствор углекислого натрия с 0,02 %-ным <i>SDS</i>	44,35	42,22
1 %-ный раствор соляной кислоты	10,75	13,62
4 %-ный раствор гидроксида натрия	9,80	8,73
Нерастворимый остаток	1,37	2,64

ной кислотой (для удаления каллозы). Из экстрактов извлекали хитин и каллозу [385]. Условия обработки и состав фракций представлены в табл. 34—37. В экстрактах и остатках водорослей проводили качественное и количественное определение органических веществ: свободных α -аминокислот, углеводов — фукоидана, альгиновых кислот, альгулезы, липидов, и содержания стабильных изотопов химических элементов по общепринятым методикам [88]. Определение альгиновых кислот в экстрактах осуществляли по видоизмененной методике В. А. Евтушенко [41]. Содержащиеся в растворах альгинаты сначала переводили в осадки в виде кальциевых солей, а затем подвергали обычной обработке. Определение фукоидана и альгулезы проводили по методике Р. Перцивел [316]. Полученные фракции использовали для изучения сорбции ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn и ^{90}Sr из морской воды по методике Д. Д. Рындиной [149]. Изучали сорбционные свойства альгиновых кислот (извлеченные из цистозеры) в различных средах, включая внутриклеточные растворы живой и разлагающейся цистозеры, фукоидана бария, а также влияние фукоидана на изменение pH внутриклеточных жидкостей.

Внутриклеточные растворы извлекали из водорослей, предварительно ополосканных дистиллированной водой и обсушенных фильтровальной бумагой. Клеточный сок от субстрата отделяли на центрифуге при ускорении 18 тыс. g . Измерение pH растворов проводили на pH-метре типа ЛМТ-60М. Коэффициенты накопления ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn и ^{90}Sr в образцах водорослей (*C. barbata* и *U. rigida*) определяли по описанной ранее методике [138, 147]. Для экспериментов использовали радионуклиды в виде хлоридов (без носителя). «Активные» водоросли, содержащие один из изучаемых радионуклидов, ополаскивали морской водой, обсушивали фильтровальной бумагой и сушили до постоянной массы при $t = 60^\circ\text{C}$, растирали в фарфоровой ступке, а затем подвергали обработке, аналогичной «неактивным» образцам. Дополнительно из «активных» водорослей извлекали отдельные группы органических соединений (липиды, углеводы — альгиновые кислоты, фукоидан; белки). В остатках водорослей и их экстрактах определяли содержание радионуклидов. Все радиометрические измерения проводили на установке Б-2 со счетчиком МСТ-17 и установке для

Таблица 35. Коэффициенты накопления ^{54}Mn , ^{90}Sr в отдельных фракциях *S. barbata*

Фракция	Условия получения фракций	^{54}Mn	^{90}Sr
1-я	Длительная обработка высушенных при $t = 60^\circ\text{C}$ и измельченных водорослей 95 %- , 50 %- и 25 %-ными растворами этилового спирта с последующей сушкой при $t = 60^\circ\text{C}$	$5,27 \pm 0,68$	$25,54 \pm 1,05$
2-я	1-ю фракцию заливали 1 %-ным раствором углекислого натрия с добавками 0,02 %-ного SDS и нагревали при $t = 40$ и 90°C , промывали водой (до pH 7), этиловым спиртом и диэтиловым эфиром. Сушку проводили при $t = 60^\circ\text{C}$	$2,91 \pm 0,12$	$2,33 \pm 0,02$
3-я	2-ю фракцию обрабатывали 1 %-ным раствором соляной кислоты на кипящей водяной бане, в течение 1 ч промывали дистиллированной водой, этиловым спиртом, диэтиловым эфиром и сушили при $t = 60^\circ\text{C}$	$3,16 \pm 0,13$	$0,16 \pm 0,01$
4-я	3-ю фракцию кипятили в течение 1 ч в 4 %-ном растворе гидроксида натрия, промывали дистиллированной водой, этиловым спиртом, диэтиловым эфиром и сушили при $t = 60^\circ\text{C}$	$0,20 \pm 0,03$	$0,10 \pm 0,0$
5-я	4-ю фракцию обрабатывали реактивом Швейцера, промывали слабым раствором аммиака, соляной кислоты, дистиллированной водой, спиртом, диэтиловым эфиром и сушили при $t = 60^\circ\text{C}$	$0,11 \pm 0,01$	$0,08 \pm 0,01$
6-я	5-ю фракцию заливали 40 %-ным раствором соляной кислоты и оставляли на ночь при $t = 40^\circ\text{C}$, промывали дистиллированной водой, спиртом, диэтиловым эфиром и сушили при $t = 60^\circ\text{C}$	$0,41 \pm 0,07$	$0,01 \pm 0,0$
7-я	6-ю фракцию заливали на 4 ч муравьиной кислотой, промывали дистиллированной водой, этиловым спиртом, диэтиловым эфиром и сушили при $t = 60^\circ\text{C}$	$0,40 \pm 0,06$	$0,40 \pm 0,0$
8-я	Водоросли, высушенные при $t = 60^\circ\text{C}$, обработке не подвергались	$4,12 \pm 0,10$	$45,11 \pm 0,6$
9-я	8-ю фракцию растирали в фарфоровой ступке и обрабатывали спиртохлороформенной смесью (2 части CHCl_3 и 1 часть $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$)	$2,15 \pm 0,09$	$37,6 \pm 0,93$
10-я	Сухие водоросли заливали 0,2 н раствором соляной кислоты и тщательно перемешивали в течение 10 ч (дважды), а затем промывали дистиллированной водой (до pH 7), этиловым спиртом, диэтиловым эфиром и сушили при $t = 60^\circ\text{C}$	$0,14 \pm 0,00$	$9,34 \pm 1,2$
11-я	Измельченные водоросли обрабатывали последовательно 50 %-ным раствором этилового спирта (при кипячении), затем (после удаления влаги безводным сульфатом натрия) спиртохлороформенной смесью (2 части CHCl_3 и 1 часть $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$)	$5,70 \pm 0,04$	$23,88 \pm 1,17$

Т а б л и ц а 36. Экстракция отдельных групп органических соединений из *C. barbata*

Реагент	Количество экстрагируемых веществ, %				
	Липиды	Свободные α -аминокислоты	Фукоидан	Альгиновые кислоты	Альгулеза
95 %-ный этиловый спирт	50,0	Отсутствуют	Отсутствует	Отсутствуют	Отсутствует
50 %-ный этиловый спирт	20,7	100	25,00	»	»
25 %-ный этиловый спирт	22,5	Отсутствуют	58,44	9,1	»
1 %-ный раствор углекислого натрия	6,8	»	16,00	81,9	»
1 %-ный раствор соляной кислоты	Отсутствуют	»	Отсутствует	Отсутствуют	»
4 %-ный раствор гидроксида натрия	»	»	»	8,9	»
Нерастворимый остаток	»	»	»	Отсутствуют	»

Примечание. Здесь и в табл. 37, 42, 49—53 реагенты указаны в порядке использования их в опыте.

Т а б л и ц а 37. Содержание отдельных групп органических соединений в остатках *C. barbata*

Реагент	Содержание органических веществ, %				
	Липиды	Свободные α -аминокислоты	Фукоидан	Альгиновые кислоты	Альгулеза
95 %-ный этиловый спирт	1,19	2,11	1,74	27,70	7,10
50 %-ный этиловый спирт	0,71	Отсутствуют	1,30	27,70	7,10
25 %-ный этиловый спирт	0,19	»	0,28	25,18	7,10
1 %-ный раствор углекислого натрия	0,03	»	Отсутствует	2,50	7,10
1 %-ный раствор соляной кислоты	Отсутствуют	»	»	0,04	7,10
4 %-ный раствор гидроксида натрия	»	»	»	Отсутствуют	7,10
Нерастворимый остаток	»	»	»	»	3,96
Необработанные водоросли	$2,31 \pm 0,20$	$2,11 \pm 0,18$	$1,74 \pm 0,20$	$27,7 \pm 3,60$	$7,1 \pm 0,70$

88 Таблица 38. Коэффициенты накопления ^{54}Mn , ^{90}Sr , ^{60}Co , ^{65}Zn в живых и разлагающихся *S. barbata*

Время от начала опыта, сут	^{54}Mn		^{90}Sr		^{60}Co	^{65}Zn
	Живые — детрит	Мертвые — детрит	Живые — детрит	Мертвые — детрит	Живые — детрит	Живые — детрит
3	21,9±1,6	3,3±0,2	47,2±2,1	34,2±2,8	72,3±3,6	138,1±13,8
5	211,8±11,2	3,8±0,2	45,7±5,7	28,2±4,1	68,4±5,5	267,9±13,4
9	1710,2±39,5	2,5±0,2	33,2±3,4	24,1±0,6	48,5±3,5	479,0±26,1
12	1800,0±71,2	2,4±0,1	27,9±4,4	16,1±0,9	23,7±1,7	559,9±23,4
15	1200,2±60,7	1,8±0,1	23,4±2,1	12,9±0,3	16,3±1,1	444,1±20,6
18	1141,1±54,0	8,1±1,2	12,9±0,5	5,9±0,5	11,6±0,8	650,8±23,7
21	1246,3±50,6	11,0±1,7	9,3±0,8	6,3±0,3	9,8±0,6	1078,9±47,6
24	1178,2±38,3	—	7,1±0,5	5,1±0,4	12,6±1,0	1486,2±61,5
28	1250,0±46,1	32,0±0,2	4,3±0,3	4,9±0,9	10,6±0,9	1571,0±127,2

Таблица 39. Коэффициенты накопления ^{90}Sr в *S. barbata*

Часть и ткань водоросли	Время от начала опыта, сут					
	3	5	9	12	19	26
Веточки	47,2±2,1	45,7±5,8	32,4±4,1	27,9±4,4	12,9±0,5	3,2±0,4
Рецентакулы	36,1±1,8	40,2±3,4	46,2±1,6	25,9±0,9	4,5±0,2	3,8±0,2
Коровый слой	16,3±1,2	15,6±1,7	12,4±1,6	11,8±1,6	10,4±0,8	4,3±0,3
Стержневая часть	14,0±0,4	38,5±1,7	42,0±1,8	32,2±0,9	24,0±1,4	14,5±0,8
Паренхима	56,2±0,1	58,0±3,3	46,5±2,9	41,1±1,9	26,2±1,0	17,8±1,5

Т а б л и ц а 40. Содержание полисахаридов (%) *S. barbata* при разложении

Время от начала опыта, сут	рН внутриклеточных растворов	Содержание полисахаридов, %		
		альгиновые кислоты	альгулеза	фукоидан
2	5,88	27,7±3,6	7,1±0,7	3,3±0,1
14	5,88	23,6±2,6	7,2±0,2	0,7±0,0
18	6,40	21,1±1,8	6,9±0,4	Отсутствует
28	7,40	20,8±0,9	7,0±0,3	»
31	7,40	21,2±0,6	6,8±0,6	»

Т а б л и ц а 41. Изменение рН внутриклеточных растворов мертвой *S. barbata* при добавлении фукоидана

Объем раствора, мл	Количество добавленного фукоидана, г	рН раствора		Объем раствора, мл	Количество добавленного фукоидана, г	рН раствора	
		начальное	конечное			начальное	конечное
40	0,0204	8,3	8,9	40	0,0623	8,3	8,6
40	0,0208	8,3	9,1	40	0,0727	8,3	6,0
40	0,0312	8,3	9,3	40	0,0831	8,3	2,5
40	0,0416	8,3	9,4	40	0,0935	8,3	2,5
40	0,0520	8,3	9,3	40	0,1039	8,3	2,5

у-счета, в которую входили ААДО-1, ВС-22, ПП-8 с датчиком УСД-1. При обработке результатов измерений использовали методы математической статистики. Оценку того или иного параметра производили с точностью, соответствующей доверительной вероятности, равной 0,95.

Исследуемые радионуклиды не в одинаковой степени извлекаются живыми и разлагающимися талломами *S. barbata*. Если K_n ^{54}Mn и ^{65}Zn в живых талломах достигают 1710—560 ед., то у ^{60}Co и ^{90}Sr они значительно ниже. При гибели организмов происходят выделение радионуклидов кобальта и стронция в окружающую среду и видимое поглощение ^{65}Zn (табл. 38, 39). К концу эксперимента K_n ^{65}Zn в цистозире возрастают в 2,64 раза, что, по-видимому, можно связать с изменением рН внутриклеточных растворов и биохимического состава ее структур (табл. 40). Фукоидан, присутствующий в межклеточных растворах цистозиры, способствует поддержанию в них определенного рН. Добавление этого полисахарида, извлеченного из живых организмов, во внутриклеточные растворы разлагающейся цистозиры (рН 8,3) может вернуть их рН к исходным величинам (5,88—6,00) (табл. 41). Обработка «активных» водорослей различными реагентами и анализ полученных фракций позволили составить общую картину участия отдельных групп органических соединений в этих процессах. Основная часть ^{90}Sr в цистозире связана с полисахаридами (альгиновыми кислотами и фукоиданом). Роль их в процессах концентрирования ^{54}Mn , ^{60}Co и ^{65}Zn уменьшается и увеличивается значение свободных α -ами-

Таблица 42. Экстракция (%) ^{54}Mn — ^{60}Co — ^{65}Zn — ^{90}Sr из «активных» *S. bar*

Реагент	Условия проведения эксперимента
95 %-ный этиловый спирт	Длительная обработка при $t = 20^\circ\text{C}$ (проведена трижды)
50 %-ный этиловый спирт	То же
25 %-ный этиловый спирт	» »
1 %-ный раствор углекислого натрия с добавками 0,02 %-ного SDS	Нагревание при $t = 40$ и 50°C в течение 1 ч (проведено дважды), промывка дистиллированной водой до pH 7
1 %-ный раствор соляной кислоты	Кипячение в течение 1 ч (проведено дважды), промывка дистиллированной водой
4 %-ный раствор гидроксида натрия	Кипячение в течение 1 ч (проведено дважды), промывка дистиллированной водой до pH 7
Нерастворимый остаток	

нокислот, белков и липидов. Нерастворимые фракции, содержащие альгулезу, хитин и каллозу, сорбируют лишь незначительные количества ^{90}Sr (2,86 %). Следы ^{54}Mn , ^{60}Co и ^{65}Zn в этих фракциях не обнаружены (табл. 42, 43). Аналогичные выводы возможны и при анализе результатов, полученных при изучении процессов сорбции ^{54}Mn и ^{90}Sr отдельными фракциями, а также в процессе обработки высушенных при $t = 60^\circ\text{C}$ «неактивных» водорослей (см. табл. 35). Из табл. 35 видно, что живые и мертвые водоросли имеют сходные K_n радиостронция в расчете на сырую массу. Удаление альгиновых кислот, фукоидана (фракция 2, 3) снижают их сорбционную способность. Извлечение липидов (фракция 9), белков (фракция 4), свободных α -аминокислот (фракция 11), альгулезы (фракция 5), хитиноподобных веществ такого влияния не оказывает. Альгиновые кислоты, альгулеза,

Таблица 43. Количество ^{54}Mn , ^{65}Zn , ^{90}Sr , поглощенных различными группами органических соединений *S. barbata* (%)

Органические соединения	^{54}Mn	^{65}Zn	^{90}Sr	
			Живые водоросли	Мертвые водоросли
Растворимые аминокислоты	$7,70 \pm 0,98$	Не обнаружен	$1,84 \pm 0,21$	$0,39 \pm 0,05$
Белки	$5,62 \pm 1,25$	$4,07 \pm 0,20$	$2,44 \pm 0,16$	$2,98 \pm 0,10$
Липиды	$5,27 \pm 0,63$	$2,13 \pm 0,53$	$0,49 \pm 0,12$	Не обнаружен
Альгиновые кислоты	$27,7 \pm 3,75$	$15,64 \pm 0,55$	$64,51 \pm 0,23$	$54,08 \pm 4,8$
Кислотные экстракты	$43,08 \pm 5,34$	$54,60 \pm 4,59$	$27,95 \pm 0,95$	$30,85 \pm 0,56$
Спиртовые экстракты	$14,34 \pm 1,48$	$12,64 \pm 1,29$	$0,82 \pm 0,06$	$0,62 \pm 0,05$
Нерастворимые соединения, содержащие альгулезу, хитиноподобные вещества и соединения неизвестной природы	Не обнаружен	Не обнаружен	$2,86 \pm 0,54$	$0,06 \pm 0,00$

bata

^{54}Mn	^{60}Co	^{65}Zn	^{90}Sr	
			Живые водоросли	Мертвые водоросли
$6,66 \pm 0,71$	$3,88 \pm 0,37$	$3,12 \pm 0,65$	$0,17 \pm 0,02$	Отсутствуют
$5,32 \pm 0,42$	$15,80 \pm 2,57$	$4,46 \pm 0,76$	$0,27 \pm 0,03$	»
$2,36 \pm 0,35$	$4,62 \pm 1,74$	$5,09 \pm 0,53$	$0,38 \pm 0,01$	$0,62 \pm 0,05$
$27,70 \pm 3,76$	$23,14 \pm 1,78$	$15,64 \pm 0,55$	$64,51 \pm 0,23$	$54,08 \pm 4,80$
$43,08 \pm 5,34$	$4,82 \pm 0,50$	$54,60 \pm 4,59$	$27,95 \pm 0,95$	$23,81 \pm 1,63$
$5,62 \pm 1,25$	$8,57 \pm 2,20$	$4,07 \pm 0,20$	$2,44 \pm 0,16$	$2,98 \pm 0,10$
Отсутствует	$0,02 \pm 0,00$	Отсутствует	$2,86 \pm 0,54$	$0,06 \pm 0,00$

каллоза и хитиноподобные вещества неодинаково сорбируют радиостронций из окружающей среды. Их сорбционные свойства зависят от состава раствора, химической природы растворителей, pH среды (табл. 44, 45). Накопление ^{90}Sr в нерастворимых остатках *S. barbata* следующее:

Полисахарид	K_n
Альгулеза	$11,20 \pm 1,8$
Каллоза	$31,05 \pm 0,2$
Хитин	$16,95 \pm 1,6$
Фукоидан бария	$24,70 \pm 2,9$

^{54}Mn вступает в мертвых образцах водорослей в химические связи с легко растворимыми в растворах спиртов соединениями (свободными α -аминокислотами, фукоиданом, маннитом), K_n во фракциях 1, 8 отличны. Полное удаление из образцов липидов (фракция 9), фуко-

Таблица 44. Накопление ^{90}Sr в альгиновых кислотах, извлеченных *S. barbata*

Раствор	K_n ^{90}Sr	pH суспензии альгиновых кислот в растворах	Количество извлеченного ^{90}Sr
Морская вода	$439,1 \pm 19,1$	3,8	$45,4 \pm 2,30$
Соляная кислота			
0,0032 н	$459,7 \pm 8,4$	2,9	$49,6 \pm 3,60$
0,00636 н	$565,3 \pm 6,2$	2,9	$47,6 \pm 1,50$
0,05 н	$20,3 \pm 1,4$	2,2	$4,0 \pm 0,20$
0,08 н	$15,9 \pm 0,7$	2,0	$3,0 \pm 0,20$
0,12 н	$11,2 \pm 1,5$	1,9	$2,1 \pm 0,20$
0,20 н	$5,9 \pm 0,4$	1,8	$1,2 \pm 0,03$
0,34 н	$4,6 \pm 0,1$	1,7	$0,9 \pm 0,05$
0,55 н	$3,1 \pm 0,2$	1,5	$0,5 \pm 0,03$
0,90 н	$1,7 \pm 0,4$	1,4	$0,4 \pm 0,10$
1,41 н	$2,6 \pm 0,1$	1,3	$0,5 \pm 0,06$

Т а б л и ц а 45. Изменение сорбционных свойств альгиновых кислот во внутриклеточных растворах *C. barbata*

Время от начала опыта, сут	pH внутриклеточных растворов	$K_n^{90\text{Sr}}$ в альгиновых кислотах
Тотчас	5,87	382,8
2	5,88	382,0
14	6,17	293,0
18	6,40	35,4
28	7,40	31,4
31	7,40	31,0

образцах варьируют от 0,2 до 1,23 ед. в расчете на сырую массу. Исключение составляет представитель сифоновых водорослей *Bryopsis plumosa*. Коэффициенты накопления ^{90}Sr в образцах бриопсиса достигают 11,9 ед. (табл. 46, 47). Такое различие, по-видимому, можно связать с особенностью биохимических свойств его клеточных структур. Действительно, в клеточных стенках родственных *B. plumosa* видов — *B. maxima*, *Caulerpa aniceps*, *Halimeda cuneata* и *Chlorodesmus formosana* — обнаружен ксилан, в котором остатки моносахаридов связаны α -1,3-связью. Этот полисахарид имеет молекулярный вес 5500—7100 ед. и представляет производное моносахаров α -ксилозы (76—79 %) и глюкозы (8,4—9,2 %), эфирсвязанных с серной кислотой [12]. Не исключена возможность замены ионов H^+ ксилана (в растении) на ионы ^{90}Sr и других радионуклидов из окружающей среды. ^{54}Mn и ^{60}Co интенсивнее ^{90}Sr извлекаются ульвой из морской воды (табл. 48). Отмечено существенное различие в процессах извлечения ^{54}Mn и ^{60}Co представителями различных типов водорослей. Цистозира наиболее интенсивно накапливает ^{54}Mn , а ульва извлекает ^{60}Co . К моменту наступления химического равновесия $K_n^{54\text{Mn}}$ в цистозире достигают соответственно 1710,2 и ульве — 46,3 ед., а ^{60}Co — 68,4 и 2515,1 ед., т. е. отношение $\frac{K_n^{54\text{Mn}}}{K_n^{60\text{Co}}}$ в цистозире есть величина, обратная этому отношению в ульве.

Сравнение процессов экстракции радионуклидов из «активных» бурых и зеленых водорослей показывает, что в условиях эксперимента значительная часть ^{54}Mn (31,89 %) и ^{60}Co (33,11 %) в ульве вступает в химические связи с соединениями, легко переходящими в растворы спиртов. ^{60}Co в ульве имеет большее химическое сродство к

идана (фракция 10), альгиновых кислот (фракции 2, 4, 10) оказывает также заметное влияние на уменьшение их сорбционных свойств по отношению к ^{54}Mn .

Массовые черноморские зеленые водоросли (*Enteromorpha compressa* и *U. rigida*), в отличие от бурых водорослей (*C. barbata*), в условиях эксперимента не извлекают радиостронций из окружающей среды. Коэффициенты накопления этого радионуклида в живых и мертвых

Т а б л и ц а 48. Коэффициенты накопления ^{54}Mn и ^{60}Co в *U. rigida*

Время от начала опыта, сут	^{54}Mn	^{60}Co
1	46,34 $\pm$ 3,34	36,06 $\pm$ 3,60
4	33,76 $\pm$ 3,39	37,10 $\pm$ 4,90
6	26,00 $\pm$ 2,06	41,93 $\pm$ 5,90
12	15,28 $\pm$ 1,20	2017 $\pm$ 159,10
14	21,67 $\pm$ 2,80	2515 $\pm$ 260,10
18	28,17 $\pm$ 2,80	670,85 $\pm$ 36,20
22	25,39 $\pm$ 2,51	378,80 $\pm$ 20,30

Т а б л и ц а 46. Коэффициенты накопления ^{90}Sr некоторыми зелеными водорослями Черного моря и их детритом в процессе разложения *S. barbata*

Вид	Время от начала опыта, сут						
	1	3	5	9	17	31	33
<i>Bryopsis plumosa</i>	$7,39 \pm 0,21$	$9,11 \pm 0,62$	$10,56 \pm 0,23$	$11,87 \pm 1,38$	$9,76 \pm 0,13$	$9,45 \pm 0,82$	$9,62 \pm 0,10$
<i>Enteromorpha compressa</i>	$0,23 \pm 0,03$	$0,42 \pm 0,08$	$0,57 \pm 0,01$	$0,70 \pm 0,01$	$0,72 \pm 0,00$	$0,70 \pm 0,00$	$0,78 \pm 0,01$
<i>Ulva rigida</i>	$0,38 \pm 0,03$	$0,72 \pm 0,01$	$0,98 \pm 0,00$	$1,08 \pm 0,15$	$1,05 \pm 0,04$	$1,19 \pm 0,08$	$1,23 \pm 0,02$

Т а б л и ц а 47. Коэффициенты накопления ^{90}Sr убитыми зелеными водорослями Черного моря и их детритом

Вид	Время от начала опыта, сут				
	0,8	3	15	20	25
<i>Bryopsis plumosa</i>	$1,2 \pm 0,2$	$1,3 \pm 0,0$	$3,0 \pm 0,1$	$3,8 \pm 0,5$	$5,9 \pm 0,4$
<i>Enteromorpha compressa</i>	$1,1 \pm 0,0$	$1,1 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,1$	$1,0 \pm 0,1$	$1,0 \pm 0,2$
<i>Ulva rigida</i>	$1,0 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,0$	$0,8 \pm 0,0$	$1,1 \pm 0,0$	$1,0 \pm 0,0$

Таблица 49. Экстракция (%) ^{54}Mn и ^{60}Co из «активных» *U. rigida*

Реагент	^{54}Mn	^{60}Co
95 %-ный этиловый спирт	$3,35 \pm 0,39$	$25,13 \pm 2,41$
50 %-ный этиловый спирт	$13,40 \pm 1,32$	$3,73 \pm 0,27$
25 %-ный этиловый спирт	$15,14 \pm 0,80$	$4,25 \pm 0,23$
1 %-ный раствор углекислого натрия с добавками 0,02 %-ного SDS	$21,01 \pm 2,10$	$42,38 \pm 2,52$
1 %-ный раствор соляной кислоты	$33,89 \pm 3,20$	$16,47 \pm 1,60$
4 %-ный раствор гидроксида натрия	$1,09 \pm 0,21$	$5,91 \pm 0,45$
Нерастворимый остаток	$0,40 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,00$

соединениям, экстрагируемыми 1 %-ным раствором углекислого натрия, а в цистозире 1 %-ным раствором соляной кислоты. ^{54}Mn извлекается из них разбавленными растворами карбонатов в сходных количествах (табл. 49). Доля нерастворимых остатков в процессах концентрирования ^{54}Mn и ^{60}Co из морской воды водорослями незначительна.

Стабильные химические элементы

Определение стабильных изотопов химических элементов проводили как в высушенных образцах цистозеры и ульвы, так и в отдельных фракциях (остатках водорослей и экстрактах), полученных при последовательной обработке водорослей различными реагентами — этанолом (95 %-, 50 %-, 25 %-ным), 1 %-ным раствором углекислого натрия (калия) с добавками 0,02 %-ного SDS, 1 %-ным раствором соляной кислоты, 4 %-ным раствором гидроксида натрия по методике, описанной выше.

Исследуемые образцы сушили до постоянной массы (экстракты водорослей предварительно концентрировали в ротационном испарителе при $t = 40^\circ\text{C}$), озоляли в муфельной печи при $t = 450^\circ\text{C}$, а затем обрабатывали при нагревании концентрированной азотной кислотой до исчезновения окислов азота и растворяли в 0,1 н растворе соляной кислоты. Измерения Zn, Fe, Ni, Pb, Cu и Mg проводили на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Сатурн». Пламя создавали сжиганием воздушно-ацетиленовой смеси. Погрешность определений составила 2,0—2,5 %. Использовали серии стандартных растворов, pH которых соответствовало pH анализируемых проб, для приготовления стандартных растворов — вещества марки «осч». Определение K, Na и Sr в исследуемых растворах осуществляли на пламенном спектрофотометре Karl Zeiss [115]. Для определения Ca и Mg в растениях применяли трилонометрический метод с использованием индикаторов калькона (pH 12,5, Ca) и эриохрома черного (pH 10, Mg). Результаты исследований химических элементов в отдельных фракциях цистозеры представлены в табл. 50, 51.

В зависимости от химического сродства к соединениям, экстрагируемых различными реагентами, исследуемые металлы могут быть ус-

ловно разбиты на четыре группы. К первой группе можно отнести Na и K, основная часть которых экстрагируется растворами спиртов различной концентрации. Химическое сродство их оказывается различным к разным биохимическим компонентам, извлекаемым растворами этанола. Если Na экстрагируется концентрированными растворами спиртов, то K имеет большее химическое сродство к соединениям, переходящим в растворы 50 %-ного этилового спирта. Не исключена возможность перехода из растения минеральных солей перечисленных металлов в разбавленные растворы спиртов (этанол и его концентрированные растворы эти соли не растворяют). Содовые экстракты извлекают из цистозеры 7,42 % K, а поташа — 8,59 % Na. По-видимому, именно это количество металлов в водорослях связано с остатками альгиновых кислот, образуя кислые соли, существование которых было доказано в экспериментальных исследованиях В. А. Евтушенко [41]. В нерастворимых остатках, содержащих альгулезу, каллозу и хитиноподобные вещества, эти элементы обнаружить не удалось.

Элементы второй группы (Cu, Zn, Co, Pb, Mn) легко переходят в растворы спиртов. Сродство к различным группам органических соединений у них выражено неодинаково. Если Zn, Cu и Pb извлекаются веществами, растворимыми в 50 %-ном этаноле, то Mn распределяется между 95 %- и 50 %-ными спиртовыми экстрактами, а Co связывается с соединениями, извлекаемыми 50 %- и 25 %-ными растворами спиртов. Полисахаридные (содовые) фракции содержат от 17,22 до 30,90 % исследуемых элементов. Сравнение процессов экстракции природных стабильных и вносимых в эксперименте радиоактивных изотопов Mn, Co и Zn показывает, что существует различие в их распределении по биохимическим компонентам цистозеры.

В условиях эксперимента 42,86 % ^{56}Mn , 64 % ^{65}Zn и 53 % ^{60}Co не вступают в сложные биохимические процессы, в которых участвуют соединения, легко переходящие в растворы спиртов различной концентрации. Происходит обогащение кислотных и щелочных экстрактов ^{54}Mn , ^{60}Co и ^{65}Zn , а спиртовых растворов — стабильными изотопами. Содержание различных изотопов цинка и кобальта в содовых экстрактах цистозеры сходно. Это дает основание предполагать, что по крайней мере 31 % ^{65}Zn , 27,7 % ^{54}Mn и 23,14 % ^{60}Co извлекаются из морской воды цистозерой в сходных физико-химических формах. По-видимому, ионные реакции, происходящие в системе морская вода — гидробионт, можно рассматривать как один из путей поступления стабильных и радиоактивных изотопов кобальта, марганца и цинка в морские водоросли. Активная роль в этих процессах принадлежит полисахаридам и их производным.

Элементы третьей группы (Fe, Ni, Mg) обнаружены в спиртовых, содовых и кислотных экстрактах. Доля спиртовых растворов в процессах извлечения этих элементов из водорослей уменьшается. Содержание их в спиртовых экстрактах составляет для Mg, Fe, Ni соответственно — 31,5; 34,44 и 30,55 %. При этом Mg и Ni переходят в концентрированные (95 %-ные), а Fe — разбавленные (25 %-ные) растворы этанола. Количество экстрагированных элементов содовыми растворами значительно возрастает. Появление Mg, Fe и Ni в кислотных

Таблица 50. Экстракция (%) Na, K, Cu, Mg, Ca, Sr, Zn, Pb, Mn, Fe, Co, Ni из

Реагент	Na	K	Cu	Mg	Ca
95 %-ный этиловый спирт	46,48	23,90	18,91	25,45	0
50 %-ный этиловый спирт	28,59	42,56	28,85	5,87	4,96
25 %-ный этиловый спирт	16,16	23,46	15,52	0,1815	2,12
1 %-ный раствор углекислого натрия с 0,02 %-ным SDS	8,59	7,42	27,25	46,25	5,01
1 %-ный раствор соляной кислоты	0,13	0,25	6,92	21,64	87,39
4 %-ный раствор гидроксида натрия	Не обнаружен	Не обнаружен	0,71	0,595	0,01
Нерастворимый остаток	» »	» »	1,18	Не обнаружен	Не обнаружен

Таблица 51. Содержание Na, K, Cu, Mg, Ca, Sr, Zn, Pb, Mn, Fe, Co, Ni в отдельных

Реагент	Условия проведения эксперимента	Na	K	Cu	Ca
95 %-ный этиловый спирт	Длительная обработка при $t = 20^\circ\text{C}$ (проведена трижды)	20 616	7697,00	31,37	Не обнаружен
50 %-ный этиловый спирт	То же	15 298	13705,00	47,86	451,36
25 %-ный этиловый спирт	» »	8649	7554,78	25,74	192,92
1 %-ный раствор углекислого натрия с добавками 0,02 %-ного SDS	Нагревание при $t = 40$ и 90°C в течение 1 ч, промывка бидистиллированной водой	4598	3244,00	45,19	464,10
1 %-ный раствор соляной кислоты	Кипячение в течение 1 ч (проведена дважды), промывка бидистиллированной водой до pH 7	70,71	Не обнаружен	11,48	7952,49
4 %-ный раствор гидроксида натрия	То же	Не обнаружен	83,37	1,18	9,1
Нерастворимый остаток	» »	Не обнаружен	Не обнаружен	1,18	Не обнаружен
Необработанные водоросли	Сушили до постоянной массы при $t = 60^\circ\text{C}$	53507	32201,00	165,86	9100,0

экстрактах можно объяснить увеличением химического сродства к соединениям, извлекаемым этим реагентом. Условия проведения содовой экстракции не допускают образования в растворах малорастворимых солей угольной кислоты. Высокомолекулярные соединения типа каллозы и альгулезы не образуют с ними столь прочных соединений.

Ca и Sr (четвертая группа) извлекаются из цистозеры спиртовыми фракциями незначительно (Ca — 7,08 и Sr — 13,7 %). Основная часть их (4,96 % Ca и 8,55 % Sr) содержится в 50 %-ных спиртовых раство-

C. barbata

Sr	Zn	Pb	Mn	Fe	Co	Ni
0	5,87	19,53	21,68	11,78	12,34	14,54
8,55	14,71	28,94	20,61	1,74	33,57	12,11
5,17	16,99	10,46	14,91	20,92	31,29	3,90
48,97	30,99	33,87	29,70	41,04	17,22	28,93
27,14	28,03	5,29	12,98	22,81	5,25	26,21
10,15	0,44	0,42	0,112	1,14	Не обнаружен	14,28
Не обнаружен	Не обнаружен	0,96	Не обнаружен	0,57	» »	Не обнаружен

фракциях C. barbata (мкг/г сухой массы водорослей)

Sr	Zn	Pb	Mn	Fe	Co	Ni	Mg
Не обнаружен	1,80	82,97	17,30	18,34	4,12	8,97	375,89
74,90	4,51	122,98	16,45	11,58	11,19	7,47	86,09
45,24	5,21	46,66	11,90	139,13	10,43	2,41	2,66
428,50	9,50	143,91	23,71	272,97	17,22	17,84	683,11
237,50	8,59	22,48	10,36	151,76	5,25	16,16	319,62
88,90	0,73	1,79	0,09	3,72	Не обнаружен	8,80	8,86
Не обнаружен	Не обнаружен	4,12	Не обнаружен	7,56	» »	Не обнаружен	Не обнаружен
875,04	30,65	424,91	79,01	665,06	33,33	61,66	1477,00

рах, содержащих фукоидан наряду с липидами и свободными α -аминокислотами. Содовые экстракты обогащены соединениями стронция, а солянокислые — кальцием. В литературе имеются многочисленные указания о химическом сродстве соединений кальция и стронция к высокомолекулярным соединениям типа альгиновых кислот [262]. Такой кажущийся парадокс можно объяснить различной растворимостью образующихся при экстракции солей кальция и стронция. Действительно, при $t = 18^\circ\text{C}$ растворимость углекислого стронция в водных

растворах составляет 0,001 г/100 мл, а при нагревании до 100 °С она повышается до 0,07 г/100 мл воды. Растворимость углекислого кальция при аналогичных температурах равна 0,002 г/100 мл воды. Поэтому и происходит обогащение содовых экстрактов только солями стронция. При кислотной обработке эти элементы полностью в виде хлоридов переходят в растворы. Не исключена возможность существования в водорослях и других малорастворимых в спиртовых и основных растворах элементов этой группы. В щелочных растворах найдены соединения стронция, количество которого в них в 4,45 раз превышает содержание кальция. В разбавленных растворах этилового спирта наблюдается обратное явление. Отношение количеств Sr/Ca составляет 1/4,26. С подобным явлением мы встречались и у другой пары элементов — Ni и Co. Нерастворимые остатки не образуют прочных химических связей с этими элементами.

Сравнение экстрагирующей способности одних и тех же реагентов Sr_{стаб} и ⁹⁰Sr, изучение механизмов концентрирования их отдельными тканями и частями растения [138, 261] показывают, что распределение стабильных (в природе) и радиоактивных изотопов (в опытах) стронция в биохимических структурах цистозиры отлично. В эксперименте на весь ⁹⁰Sr (12,90 %) вступает в реакции изотопного обмена в соединениях, переходящих в растворы спиртов различной концентрации.

В отличие от цистозеры, содовые экстракты зеленой водоросли *U. rigida* обогащены Mn (60,89 %), Zn (47,13 %), Ni (46,58 %) и содержат значительные количества калия (26,57 %). Cu (52,85 %) и Fe (34,08 %) переходят в растворы концентрированных спиртов. В процессах концентрирования Fe ульвой принимают участие и высокомолекулярные соединения, экстрагируемые содой и растворами гидроксида натрия. Pb образует прочные химические связи с соединениями, переходящими в растворы разбавленных спиртов, соды и соляной кислоты (табл. 52, 53). Это указывает на различие механизмов поступления и концентрирования перечисленных элементов различными типами морских водорослей.

Зеленые и бурые водоросли отличаются по своему химическому составу. Бурые водоросли содержат значительное количество простых и сложных углеводов. Простые углеводы представлены сахарным спиртом — маннитом, существующим в форме оптических изомеров *d* и *l*. Он является первичным продуктом фотосинтеза, аккумулируется в водорослях в больших количествах (до 28,9 %), является источником углерода при клеточном делении, обнаружен в составе ламинарана. Альгиновые кислоты встречаются в виде нерастворимых и растворимых солей. Первые вместе с другими полисахаридами могут составить основу клеточных стенок, вторые — субстанцию межклеточного пространства. Вместе с ламинараном и альгиновыми кислотами в состав клеточных стенок входит слизистое вещество — фукоидан (кальциевая соль фукоидановой кислоты), обнаруженное в межклеточных растворах. Водорослевая целлюлоза — альгулеза — составляет основу клеточных стенок. Содержание белков в среднем равно 10 %. Липиды имеют ненасыщенный характер и составляют 1—3 %. Содержание золы может достигать 20—30 % сухой массы, pH внутриклеточных раство-

Т а б л и ц а 52. Экстракция (%) К, Cu, Zn, Pb, Mn, Fe, Ni из *U. rigida*

Реагент	К	Cu	Zn	Pb	Mn	Fe	Ni
95 %-ный этиловый спирт	20,96	52,85	Не экстрагирует	7,86	Не экстрагирует	34,08	Не обнаружен
50 %-ный этиловый спирт	35,11	4,71	24,53	Не экстрагирует	2,51	Не экстрагирует	То же
25 %-ный этиловый спирт	15,49	0,82	11,63	23,36	3,44	4,33	» »
1 %-ный раствор углекислого натрия с 0,02 %-ным SDS	26,57	21,78	47,13	24,92	60,89	27,26	46,58
1 %-ный раствор соляной кислоты	1,15	9,93	9,42	28,16	31,32	5,42	20,09
4 %-ный раствор гидроксида натрия	0,82	1,51	5,71	0,80	0,79	24,34	24,59
Нерастворимый остаток	0,32	7,54	1,57	15,42	1,16	4,57	8,74

Т а б л и ц а 53. Содержание К, Cu, Zn, Pb, Mn, Fe, Ni в отдельных фракциях *U. rigida* (мкг/г сухой массы водорослей)

Реагент	К	Cu	Zn	Pb	Mn	Fe	Ni
95 %-ный этиловый спирт	3666,28	42,32	41,37	117,61	23,52	491,75	30,69
50 %-ный этиловый спирт	2038,13	38,09	41,54	110,24	22,93	493,20	30,59
25 %-ный этиловый спирт	1319,43	37,35	41,72	82,45	22,12	493,20	30,64
1 %-ный раствор углекислого натрия с 0,02 %-ным SDS	86,99	17,81	10,92	52,80	7,80	274,92	18,27
1 %-ный раствор соляной кислоты	53,30	8,90	4,77	19,30	0,46	231,54	11,40
4 %-ный раствор гидроксида натрия	14,99	7,54	1,57	18,35	0,27	36,60	2,99
Нерастворимый остаток	14,99	7,54	1,57	18,35	0,27	36,60	2,99
Необработанные водоросли	4638,52	89,74	65,35	118,97	23,52	800,79	30,70

ров 1—6. В состав бурых водорослей входит йод, у ламинарий Дальнего Востока его содержится 0,24 %.

Содержание углеводов в зеленых водорослях значительно меньше (30—35 %). Состав их весьма разнообразен. Они могут быть представлены целлюлозой, крахмалом, ксиланом, глюкофруктозаном, гемицеллюлозой и пектиновыми веществами. Значительная часть углеводов выделяется в окружающую среду. Содержание белковых веществ составляет 40—45 % и зависит от условий произрастания. Небелковый азот частично входит в состав свободных аминокислот. Количество нуклеиновых кислот варьирует (у *Enteromorpha intestinalis* составляет 0,7 % сухой массы). Содержание липидов может достигать 10 %. В золе найдены многие элементы, *U. lactuca* является концентратором I₂ (до 50 мг %), Zr и Cu (до 62 мг %) [12].

Сравнение процессов экстракции Mn_{стаб} и ⁵⁴Mn из зеленых водорослей *U. rigida* позволяет заключить, что полисахариды этих расте-

Т а б л и ц а 54. Содержание Sr в живых, мертвых и разлагающихся бурых и зеленых

Гидробионт	Год	Место сбора	Содержание Sr
			Живые водоросли
З е л е н ы е			
Bryopsis plumosa	1965	Артиллерийская бухта	5255,0±595,0
	1980	»	6115,5±305,0
Enteromorpha compressa	1965	»	185,0±10,7
	1980	»	191,0±11,9
Ulva rigida	1965	»	390,6±30,3
	1980	»	370,2±24,7
Б у р ы е			
Cystoseira barbata	1965	Херсонесская бухта	5500,0±237,0
	1980	»	5600,0±280,0
Padina pavonia	1965	»	9900,0±620,0
	1980	»	10200,0±750,0

* Sr определяли в природных образцах, взятых из бухт, но в опыт не включались, а обра

ний являются концентраторами $Mn_{\text{стаб}}$. Поступление его в талломы происходит с помощью соединений, легко переходящих в растворы спиртов различной концентрации: 31,89 % легко извлекается из ульвы растворами спиртов. Содержание $Mn_{\text{стаб}}$ в этих экстрактах составляет 5,95 %. Куда исчезает 25,94 % этого элемента? Вероятно, не успевает вступать в сложные биохимические процессы в период кратковременного эксперимента.

Существование необменного стронция обнаружено в ульве при изучении механизмов концентрирования его зелеными водорослями в природных и экспериментальных условиях (табл. 54).

Значительную роль в процессах поступления Mn, Fe, Co, Ni, Zn, Cu и Pb в *C. barbata* (Phaeophyta) и *U. rigida* (Chlorophyta) из окружающей среды играют ионообменные процессы, происходящие в системе морская вода — полисахариды (в растениях).

Существует различие в распределении стабильных и радиоактивных изотопов (вносимых в эксперименте) Zn, Co, Mn и Sr в биохимических компонентах клеток. Эти обстоятельства необходимо учитывать в исследованиях с мечеными атомами.

Значение полисахаридов черноморской бурой водоросли цистозир в извлечении ею ^{123}Te и ^{131}I из морской воды

В процессе изучения вопросов миграции искусственных радиоактивных веществ в морских акваториях собран большой фактический материал по содержанию отдельных радионуклидов в гидробионтах, и выявлены биоконцентраторы ряда элементов [322, 353]. Высказано предположение о том, что избирательная сорбция макрофитов (живых

водорослях Черного моря (в июле)

в мкг/г золы *		K_n на сырую массу		
Мертвые водоросли	Детрит	Живые водоросли	Мертвые водоросли	Детрит
в о д о р о с л и				
1643,0±140,0	1072,0±94,1	48,41±4,3	20,91±2,4	18,3±2,1
1964,0±179,0	1104,5±97,0	56,7±5,7	23,0±2,6	18,8±2,2
160,2±14,2	203,5±19,6	1,6±0,2	0,75±0,1	0,7±0,1
176,3±20,4	210,0±31,0	1,4±0,3	0,6±0,2	0,5±0,1
364,0±34,5	415,0±31,2	4,9±0,4	4,6±0,4	2,3±0,2
361,0±42,4	396,0±24,9	4,7±0,5	4,8±0,5	2,2±0,1
в о д о р о с л и				
5600,0±540,1	5700,0±340,0	54,5±4,3	48,3±4,6	37,5±2,2
5580,0±520,0	5650,0±364,0	54,5±2,8	50,3±2,1	36,1±1,2
6500,0±162,0	6800,0±200,0	160,4±10,0	105,3±26,2	70,3±2,2
6620,0±289,0	6700,0±620,1	166,0±12,2	114,6±3,5	81,0±7,3

батывались тотчас после отбора.

и мертвых) связана с их строением и биохимическим составом [11, 71, 122, 147, 149, 148].

Морскую воду для опытов фильтровали через фильтр «синяя лента», затем вносили в нее соответствующий радионуклид в таком количестве, чтобы активность исходного раствора была 10^{-5} Ки/л. В аквариумы с морской водой помещали исследуемые талломы водорослей и полисахариды в следующей последовательности: талломы живых водорослей (1), талломы мертвых водорослей (2), остатки от талломов живых водорослей (3), остатки от талломов мертвых водорослей (4), полисахариды, выделенные из цистозир (5).

Остатки 3 и 4 получали после удаления из соответствующих талломов фукоидана, альгиновой кислоты (оставалась в основном альгулеза) или только фукоидана (тогда остатки содержали альгулезу и альгинаты). Опыты проводили в трех повторностях.

Через определенные промежутки времени от начала эксперимента производили отбор талломов 1 и 2 и их остатков 3 и 4 для определения в них содержания радиотеллура и радиойода. Отобранные образцы промывали морской водой, не содержащей радионуклиды, остатки влаги убирали фильтровальной бумагой и затем их помещали в стеклянные бюксы с притертыми пробками. Воду для анализа отбирали в аналогичные бюксы. Отбор проб производили в пяти повторностях.

Эксперименты по изучению связывания ^{123}Te и ^{131}I углеводами проводили в колбах (по три на каждый углевод) с притертыми пробками, в которые вносили 50 мл фильтрованной морской воды с соответствующим радионуклидом и 0,2 г исследуемого вещества. Пробы углеводов и воды на анализ отбирали в пяти повторностях через 6 ч после начала опыта.

Т а б л и ц а 55. Накопление ^{123}Te талломами живой и мертвой *S. barbata* и остатками талломов, из которых удалены некоторые полисахариды

Время от начала опыта, сут	K_{II} водорослей		K_{II} остатка водорослей	
	Живые	Мертвые	а	б
1	92,9±9,7	102,9±10,3	34,8±3,1	68,3±3,6
3	Не определен	Не определен	36,0±6,0	84,0±11,1
4	134,9±33,7	147,3±26,4	35,3±4,6	223,8±15,2
6	146,1±9,4	164,6±30,7	38,4±3,8	203,2±10,2
8	197,4±26,1	174,9±52,4	Не определен	Не определен
10	334,2±20,1	407,1±67,7	40,2±4,0	224,1±20,1
12	240,4±25,0	360,4±24,0	Не определен	Не определен
14	Не определен	Не определен	39,4±2,8	218,0±21,0
16	110,7±19,6	309,0±71,0	40,6±3,8	223,1±16,1

Примечание. В остаток а входит альгулеза и альгиновые кислоты после удаления фукоидана, в остаток б — альгулеза и фукоидан после удаления альгиновых кислот.

Количественное определение содержания полисахаридов в образцах водорослей проводили после высушивания этих образцов до постоянной массы при температуре 60 °С [316]. Из этих же образцов готовили пробы для радиометрических исследований радиотеллура (масса навесок не превышала 8 мг), которые проводили на установке для γ-счета, в нее входил датчик УСД-1 (кристалл NaI/Tl, 40 × 40) и пересчетный прибор ПП-5; pH растворов измеряли на pH-метре ЛТМ-60М. Результаты экспериментов обрабатывали с помощью методов математической статистики.

Участие других классов органических соединений (кроме углеводов) в извлечении радиотеллура цистозирой можно оценить после последовательной обработки водоросли рядом реагентов. Для этой цели использовали растворы этилового спирта (95 %-, 50 %-, 25 %-ные), 1 %-ный раствор соды с добавкой 0,02 %-ного SDS 1 %-ный раствор HCl и 4 %-ный раствор NaOH [385].

Т а б л и ц а 56. Количество полисахаридов (%) в *S. barbata* в течение эксперимента *

Время от начала опыта, сут	Альгиновые кислоты	Альгулеза	Фукоидан бари-
2	27,7±3,6	7,5±0,7	3,3±0,1
4	27,8±1,7	7,4±0,6	2,6±0,2
6	27,4±1,7	7,2±0,2	2,2±0,1
8	24,9±2,5	7,1±0,7	1,7±0,2
10	23,6±2,6	7,1±0,7	1,3±0,2
12	22,6±1,4	7,0±0,3	0,7±0,1
14	21,1±1,1	6,9±0,4	0,6±0,1

* Рассчитано на 1 г водоросли

Внутриклеточные растворы цистозирой получали из талломов водоросли, которые отбирали из аквариумов через определенные промежутки времени. Затем промывали их дистиллированной водой, снимая остатки влаги фильтровальной бумагой, и растирали в фарфоровой ступке. Сделение клеточного сока от субстрата осуществляли на центрифуге при ускорении 18 000 g.

Т а б л и ц а 57. Десорбция ^{123}Te из «активных» образцов водорослей

Реагент	Условия эксперимента	Процент десорбции ^{123}Te
95 %-ный этиловый спирт	Длительная обработка при $t = 20^\circ \text{C}$ (проведена трижды)	$6,02 \pm 1,12$
50 %-ный этиловый спирт	То же	$11,67 \pm 1,87$
25 %-ный этиловый спирт	» »	$7,52 \pm 0,67$
1 %-ный раствор углекислого натрия с 0,02 %-ным SDS	Нагревание при $t = 40^\circ$ и 90°C в течение 1 ч (проведено трижды), промывка дистиллированной водой до pH 7	$26,52 \pm 1,54$
1 %-ный раствор соляной кислоты	Кипячение в течение 1 ч (проведено дважды)	$7,51 \pm 1,74$
4 %-ный раствор гидроксида натрия	То же	$29,32 \pm 2,08$

Т а б л и ц а 58. Коэффициенты накопления ^{123}Te полисахаридами, выделенными из *S. barbata*, при различных начальных pH растворов

Полисахарид	pH 3,0	pH 4,2	pH 5,9	pH 7,6
Альгиновая кислота	181 ± 33	418 ± 30	360 ± 13	148 ± 6
Альгулеза	34 ± 4	49 ± 3	46 ± 5	28 ± 2
Фукоидан бария	2212 ± 291	922 ± 102	1182 ± 167	576 ± 107

Т а б л и ц а 59. Коэффициенты накопления ^{131}I талломами живой и мертвой *S. barbata*

Время от начала опыта, сут	Живые водоросли	Мертвые водоросли	Время от начала опыта, сут	Живые водоросли	Мертвые водоросли
1	$193,5 \pm 31,0$	$39,3 \pm 4,3$	9	$210,0 \pm 31,2$	$18,4 \pm 1,5$
2	$215,5 \pm 21,4$	$18,5 \pm 5,3$	12	$171,0 \pm 13,7$	$11,0 \pm 2,7$
5	$293,5 \pm 43,7$	$25,9 \pm 6,2$	15	$198,8 \pm 29,7$	$10,8 \pm 2,8$
7	$265,5 \pm 40,6$	$18,2 \pm 1,7$	18	$153,2 \pm 23,3$	$18,9 \pm 1,9$

Т а б л и ц а 60. Коэффициенты накопления ^{131}I полисахаридами, выделенными из *S. barbata* при различных начальных pH растворов

Полисахарид	pH 3,0	pH 4,0	pH 5,0	pH 7,1	pH 7,6	pH 9,1
Альгиновая кислота	$6,1 \pm 0,6$	$6,4 \pm 0,7$	$7,7 \pm 2,1$	$7,0 \pm 2,6$	Не определен	$5,6 \pm 0,8$
Альгинат кальция	$1,9 \pm 0,6$	$2,7 \pm 0,7$	$2,1 \pm 0,2$	$2,1 \pm 0,2$	$5,6 \pm 1,2$	$2,7 \pm 0,5$
Фукоидан бария	$24,7 \pm 2,2$	$15,6 \pm 2,2$	$31,5 \pm 3,1$	$28,3 \pm 3,9$	$21,2 \pm 5,1$	$15,9 \pm 1,0$

Как видно из данных (табл. 55—59), радиотеллур и радиойод извлекаются из морской воды талломами цистозир и ее остатками поразному. Сравнение K_n ^{123}Te живыми и мертвыми водорослями показывает, что эти величины близки в течение 8 сут от начала опыта. К 10-м суткам эксперимента наблюдали различие в K_n радиотеллура живыми и мертвыми водорослями и они равны 334 и 407 ед. соответственно. В дальнейшем происходит снижение K_n , однако тенденция к превышению их значений у мертвых водорослей сохраняется до конца опыта (табл. 55).

Определение содержания альгиновых кислот и фукоидана бария, а также водорослевой целлюлозы — альгулезы в течение всего эксперимента показало (табл. 56), что в случае альгиновых кислот эта величина изменяется мало — 28 % на 2-е и 21 % на 14-е сутки опыта. Количество фукоидана за это время уменьшается в 5 раз — с 3,3 до 0,6 %. Содержание альгулезы за этот же период оставалось практически на одном уровне. Следовательно, альгиновые кислоты и альгулеза наиболее устойчивы биохимические компоненты водоросли (из всех нами изученных) в процессе ее жизнедеятельности и гибели. К 18 сут наблюдаются признаки гибели водоросли в эксперименте.

Воздействие на цистозир десорбентов (табл. 57) приводит к удалению из водоросли липидов и белков, эти биополимеры связывают радиотеллур в небольших количествах. Основная роль в сорбции ^{123}Te цистозирой отводится полисахаридам. В связи с этим интересно сопоставить величины K_n с остатками водорослей, из которых удалены альгиновые кислоты и фукоидан (табл. 55, а), с таковыми у полисахаридов, выделенных из цистозир (табл. 58). Это сравнение позволяет сделать вывод о том, что концентрирование данного радионуклида цистозирой зависит в основном от ионообменных процессов, происходящих в системе гидробионт — морская вода. Роль ионообменников при этом выполняют, в первую очередь, альгиновая кислота и ее соли — альгинаты. По их поведению *in vitro* можно судить об участии этих полисахаридов в ионообменных процессах *in vivo* [111, 316]. Менее значительная роль в концентрировании ^{123}Te цистозирой отведена клетчатке (альгулезе) и совсем незначительна доля участия фукоидана в этом процессе (табл. 55, 56, 58).

В течение всего эксперимента рН внутриклеточных растворов цистозир изменялось:

Т а б л и ц а 61. Накопление ^{131}I полисахаридами при постоянном рН растворов

Полисахарид	рН раствора	K_n
Альгиновая кислота	2,2	$6,9 \pm 2,4$
	4,5	$6,9 \pm 0,3$
Альгинат кальция	5,9	$7,7 \pm 0,2$
	8,7	$2,4 \pm 0,1$
Фукоидан бария	5,9	$316,0 \pm 73,0$
	8,2	$529,0 \pm 48,0$

Время от начала опыта, сут	рН
Тотчас	5,87
2	5,88
14	6,17
18	6,40
28	7,40
31	7,40

Определение вклада исследуемых полисахаридов в извлечении радиотеллура и радиойода цистозирой проводилось нами при pH 5,9, которое соответствует pH внутриклеточных растворов этой водоросли (табл. 57).

Сопоставление K_n ^{131}I талломами живой и мертвой цистозеры (табл. 59) с таковыми у полисахаридов, выделенных из водоросли (табл. 60, 61), и привлечение данных табл. 56 позволяют сделать вывод о том, что извлечение этого радионуклида цистозирой связано с теми ее биохимическими компонентами, которые отвечают за процессы жизнедеятельности в исследуемой водоросли. К таковым, вероятно, можно отнести фукоидан, который находится в цистозере во внутриклеточной жидкости и входит в состав клеточных стенок. Так, постоянные pH растворов на протяжении всего опыта приводят к тому, что фукоидан связывает радиойод с K_n , превышающими таковые при изменяющемся pH на целый порядок. Как известно, постоянные условия с pH 5,9 поддерживаются в процессе жизнедеятельности водоросли [171]. В то же время постоянство pH растворов в опытах с альгиновой кислотой почти не влияет на K_n радиойода. Эти величины мало изменяются при переменном pH растворов (табл. 60, 61). Значение K_n радиоактивного йода альгиновой кислоты намного меньше таковых для фукоидана бария.

Уран и плутоний в морских организмах

Радиохемозкологические исследования урана, и особенно трансуранов, в морских организмах связаны с изучением их радиационного и токсического воздействия на живые организмы и позволяют получать данные для решения проблемы миграции этих радиоэлементов в морской среде и биоте.

Нами показаны закономерности неравномерного распределения урана в отдельных морских биоценозах, организмах, органах и тканях [187]. Диапазон его концентраций варьирует в организмах разных систематических групп (органах, тканях) и в зависимости от содержания в воде составляет 10^{-6} — 10^{-10} г/г сырой массы.

Среднее содержание урана в морской воде оценивается величиной $3 \cdot 10^{-6}$ г/л [27]. В воде Черного моря концентрация урана достигает $2 \cdot 10^{-6}$ г/л [163], понижаясь в верхнем слое северо-западной части моря [8]. Сравнивая данные табл. 62 с полученными нами ранее [187], мы не нашли принципиальных различий в концентрациях урана в одинаковых или близких видах организмов. Содержание урана в морских организмах в воде определяли методом нейтронной активации с применением твердых трековых детекторов, в основном лавсана [187]. В качестве стандарта применен образец МАГАТЭ SL-1 (воздушно-сухая проба донных осадков с точно определенным содержанием урана — $4,17 \cdot 10^{-6}$ г/г сухой массы).

Концентрация ^{239}Pu в океанической воде варьирует в широких пределах — $0,1$ — $76 \cdot 10^{-3}$ пКи/л [240], или в пересчете — $0,37$ —

Т а б л и ц а 62. Содержание урана в черноморских организмах

Вид	Место и время сбора	$\times 10^{-6}$ г/г зола	$\times 10^{-8}$ г/г сырой массы
З е л е н ы е			
<i>Ulva rigida</i>	Севастополь, июль 1979 г.	0,56	3,2
<i>Cladophora sp.</i>	То же	0,41	1,5
<i>Enteromorpha linza</i>	» »	0,41	0,9
Б у р ы е			
<i>Cystoseira barbata</i>	» »	3,07	13,2
К р а с н ы е			
<i>Grateloupia dichotoma</i>	» »	4,03	15,8
М о л -			
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Карадаг, февраль 1980 г.	0,60	2,8
тело		2,64	12,0
раковины			
Р ы -			
камбала, барабуля, ставрида, налим, горбыль	Севастополь, июнь — июль 1980 г.	—	5—0,01

Т а б л и ц а 63. ^{239}Pu в морских организмах [225]

Организмы	^{239}Pu , пКи/кг сырой массы		^{239}Pu , Бк/кг сырой массы $\times 10^{-3}$	Доза ^{239}Pu , Гр/ч $\times 10^{-7}$
	Пределы	Наиболее типичная величина		
Одноклеточные водоросли	—	0,3	11,1	0,3
динофлагеллата				
Макрофиты	0,1—2,5	0,5	18,5	0,6
Саргассовые водоросли				
Атлантический океан	3—60	13,0	481,0	14,3
Тихий океан	0,2—0,3	0,3	11,1	0,3
Зоопланктон	1,1—2,0	1,6	59,2	1,8
Моллюски				
тело	0,1—0,4 *	0,2	7,4	0,2
раковины	0,2—0,4	0,3	11,1	0,3
Губки	0,5—1,3	0,8	29,6	0,9
Креветки	0,9—2,2	1,5	55,5	1,7
Кораллы	—	1,9	70,3	2,1
Черви	—	2,5	92,5	2,8
Рыбы				
мышцы	0,001—0,01	0,004	0,2	0,006
печень	0,02—0,3	0,1	3,7	0,1
кости	0,01—0,6	0,1—0,2	3,7—7,4	0,1—0,2
кишечник	0,04—1,2	0,6	22,2	0,7

* Наибольшая величина для мягких тканей моллюсков составила 7 пКи/кг.

Удельная радиоактивность		Мощность дозы урана. Гр/ч $\times 10^{-8}$	K_n урана на сырую массу
пКи/кг сырой массы	Бк/кг сырой массы		
водоросли			
21,6	0,80	0,20	16
10,1	0,37	0,08	5
6,1	0,23	0,06	8
водоросли			
89,1	3,40	0,82	66
водоросли			
110,7	4,10	1,00	79
люски			
18,9	0,70	0,17	14
81,0	3,00	0,72	60
бы			
34—0,07	1,3—0,003	0,31—0,001	25—0,05

$281 \cdot 10^{-5}$ Бк/л, составляя для воды Атлантического океана $0,2—1,2 \cdot 10^{-3}$ и Тихого — $0,1—1,4 \cdot 10^{-3}$ пКи/л [231], соответственно $0,74—4,44 \cdot 10^{-3}$ Бк/л. В табл. 63 представлены данные авторов о ^{239}Pu в морских организмах, систематизированные в работе Р. Черри и Л. Шеннона [225].

Исследования $^{239+240}\text{Pu}$ в рыбах атоллов Энвиток и Кважелен в Тихом океане показали, что концентрация его в рыбах в 1975—1976 гг. уменьшилась до $0,29—1,22$ пКи/кг сухой массы по сравнению с 540 пКи/кг сухой массы в 1972 г., или до $0,011—0,045$ с $19,98$ Бк/кг сухой массы [307].

Содержание плутония определено в некоторых организмах Балтийского моря

[298]: концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в бурой водоросли *Fucus vesiculosus* составила $5,4$, в моллюске *Mytilus edulis* (организм целиком) — $0,6$, изоподах — $0,7$ и рыбах — $0,04—0,09$ пКи/кг сырой массы, или — $0,20, 0,02, 0,026$ и $0,0015—0,0033$ Бк/кг сырой массы соответственно. Сравнение полученных концентраций плутония с данными табл. 63 выявило сходство концентраций плутония в морских организмах. При расчетах примерных доз радиации плутония можно пользоваться наиболее типичными его концентрациями в организмах (табл. 63).

Концентрирующая способность морских организмов по отношению к плутонию в природных условиях изучена в работе А. Фрэзье и Ж. Гоари [240] (табл. 64). Авторы делают вывод о зависимости K_n плутония в морских организмах от систематического положения последних. Плутоний представлен тремя его изотопами $^{238+239+240}\text{Pu}$. Отношение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ составило $0,16 \pm 0,04$ и только у лишайника *Ramalina scorpylogum* — $0,08$. В другой работе этих же авторов [254] изучена способность моллюсков концентрировать плутоний. Максимальные K_n составили у *Crepidula fornicata* 1580 , а минимальные у *Ensis ensis* — 60 ед. К. Пилаи и др. [320] дают следующие K_n плутония в морских организмах: водоросли — $770—1570$, моллюски — $230—290$, рыбы — 3 ед.

Ряд других авторов [306, 380] также отмечают зависимость K_n плутония в морских организмах от их систематического положения,

Т а б л и ц а 64. Удельная радиоактивность и коэффициенты накопления плутония в морских организмах [240]

Организмы	Удельная радиоактивность		К _n
	пКи/кг сырой массы	Бк/кг сырой массы	
Лишайники			
Lichina pygmaea	171,6	6,35	4290
Ramalina scopulorum	128,9	4,77	3222
Водоросли зеленые			
Enteromorpha compressa	6,3	0,23	158
Codium dichotomum	4,3	0,16	108
Водоросли бурые			
Fucus serratus	20,9	0,77	523
Bifurcaria rotunda	11,6	0,43	290
Laminaria digitata	3,4	0,13	85
Водоросли красные			
Corallina officinalis	47,0	1,74	1175
Rhodomenia palmata	6,0	0,22	150
Chondrus crispus	12,1	0,45	303
Porphyra linearis	4,1	0,15	103
Губки			
Hymeniacidon sanguinea	59,8	2,21	1495
Halichondria panicea	54,6	2,02	1365
Reneira sp.	50,4	1,87	1260
Актинии			
Actinia equina	6,6	0,24	165
Tealia felina	6,6	0,24	165
Черви			
Nereis diversicolor	12,6	0,47	315
Arenicola marina	6,6	0,24	103
Моллюски			
Littorina littoralis			
организм целиком	8,2	0,30	205
тело	13,3	0,49	333
раковина	7,1	0,26	178
Nucula lapillus			
организм целиком	2,8	0,10	70
тело	3,4	0,13	85
раковина	2,7	0,10	68
Patella vulgata			
организм целиком	1,9	0,07	48
тело	2,2	0,08	55
раковина	1,7	0,06	43
Ракообразные			
Balanus balanoides	20,1	0,79	503
Carcinus maenas	3,6	0,13	90

Организмы	Удельная радиоактивность		K_n
	пКи/кг сырой массы	Бк/кг сырой массы	
<i>Cancer pagurus</i>	1,5	0,06	38
<i>Homarus vulgaris</i>	2,4	0,09	60
Иглокожные			
<i>Asterina gibbosa</i>	18,1	0,67	452
Асцидии			
<i>Dendrodoa grossularia</i>	31,4	1,16	785
Рыбы			
<i>Pleuronectes platessa</i>	2,9	0,11	73
<i>Blennius pholis</i>	0,8	0,03	20
<i>Trisopterus luscus</i>	0,6	0,02	15
<i>Dicentrarchus labrax</i>			
организм целиком	0,04	0,002	1
жабры	0,9	0,03	23
внутренности	0,2	0,07	5
гонады	Не обнаружено	—	—

т. е. более высокоорганизованные организмы имеют более низкие K_n плутония и наоборот. Так, K_n составляют: водоросли — 620—21 000 > черви ~4100 > губки ~21 000 > иглокожие — 300—690 > рыбы (мышцы) — 1—5 [380]. В работе Дж. Хезерингтона с соавт. [267] приведены данные исследований в районе сброса радиоактивных отходов в Ирландском море: K_n плутония достигают для водоросли (порфира) 3000; для моллюсков — 2000 и рыб — 1—30 ед.

Таким образом, подтверждается зависимость K_n плутония в морских организмах от уровня организации последних.

Сравнивая суммарные дозы, полученные морскими организмами от всех источников радиоактивности в природе (табл. 65), с дозами, получаемыми организмами от урана и плутония (табл. 66), видим, что последние дозы незначительны на общем фоне облучения, исключая, конечно, организмы из локальных акваторий, загрязненных ураном и плутонием. Однако необходимо иметь ввиду неравномерность микрораспределения урана и трансуранов в организме животных и растений, в том числе и морских. Для радиобиологии важно знать, в каком состоянии находится радионуклид в биовеществе организма — ионно-дисперсном или агрегированном. Для этих целей применим радиоавтографический метод, который позволяет не только изучать избирательные накопления радионуклидов в организме и их локализацию в клетке, но и оценить поглощенную дозу и физико-химическое состояние радионуклидов в биовеществе организма.

Наиболее полно нами изучено микрораспределение урана в морских организмах методом f -радиографии на твердых трековых детекторах.

Таблица 65. Суммарная доза облучения морских организмов от источников природной радиоактивности [231]

Источник радиации	Фитопланктон. 20 м от поверхности моря	Зоопланктон. 20 м от поверхности моря	Моллюски. 20 м от дна	Ракообразные. 20 м от дна	Рыбы	
					20 м от поверхности моря	20 м от дна
Естественная радиация мкрад/ч	2,8—8,2	3,3—16,4	9,5—31,5	10,0—38,0	3,3—4,8	4,8—20,8
Гр/ч $\times 10^{-6}$	0,028—0,082	0,033—0,164	0,095—0,315	0,1—0,38	0,033—0,048	0,048—0,208
Искусственная радиация мкрад/ч	0,26—25,5	1,4—147	0,1—8,0	0,36—0,46	0,14—1,8	0,14—1,8
Гр/ч $\times 10^{-6}$	0,0026—0,255	0,014—1,47	0,001—0,08	0,0036—0,0046	0,0014—0,018	0,0014—0,018
Радиоактивные отходы (Уиндскейл, Ирландское море) мкрад/ч	200—2100	530—6900	51,8—3400	43,3—3410	0,6—3,9	37,0—3340
Гр/ч $\times 10^{-6}$	2—21	5,3—69	0,518—34	0,433—34,1	0,006—0,039	0,37—33,4

Таблица 66. Доза облучения морских организмов в зависимости от содержания в них ^{239}Pu и ^{238}U [231]

Радионуклид	Фитопланктон	Зоопланктон	Моллюски	Ракообразные	Рыбы
^{239}Pu					
мкрад/ч	$0,1-27 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$1,0-6,6 \cdot 10^{-3}$	$3,3-46 \cdot 10^{-6}$	Мышцы $1,1-3,3 \cdot 10^{-5}$ Печень $2,2-14 \cdot 10^{-4}$
Гр/ч	$0,1-27 \cdot 10^{-10}$	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$1,0-6,6 \cdot 10^{-11}$	$3,3-46 \cdot 10^{-14}$	Мышцы $1,1-3,3 \cdot 10^{-13}$ Печень $2,2-14 \cdot 10^{-12}$
^{238}U					
мкрад/ч	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$0,9-1,8 \cdot 10^{-1}$	—	—	$0,6-270 \cdot 10^{-3}$
Гр/ч	$1,2 \cdot 10^{-9}$	$0,9-1,8 \cdot 10^{-9}$	—	—	$0,6-270 \cdot 10^{-11}$

Метод основан на индуцированном делении ядер урана под действием тепловых нейтронов и регистрации осколков деления в трековых детекторах, в которых вызываются дефекты структуры в виде треков. В качестве детекторов применяли лавсан, стекло и слюду. Образцы, находящиеся в контакте с детекторами, облучали заданными потоками тепловых нейтронов. После чего детекторы обрабатывали в химических травителях до появления треков на них, видимых с помощью оптического микроскопа при увеличении в 100—1000 раз. Без травления треки могут быть различимы с помощью электронного микроскопа. Затем на детекторах исследовали распределение треков, которое соответствует характеру микрораспределения атомов урана на поверхности образца [140, 187]. Одиночные треки на детекторе образуются от осколков деления ядер урана, рассеянных в виде отдельных атомов в биовеществе, а скопления треков — от агрегатов атомов урана в биовеществе.

В морских, пресноводных и наземных организмах в природных условиях уран может находиться в биовеществе организмов в двух формах: ионно-дисперсной (атомы урана рассеяны в биовеществе) и агрегированной (микроскопления атомов урана в биовеществе) [140]. Концентрация урана в микроскоплениях превышает его среднее содержание в этом же биологическом образце в сотни, тысячи и десятки тысяч раз, но даже при самой высокой концентрации основная масса микроскопления — биовещество.

Агрегаты (микроскопления) атомов урана в организме представляют интерес с радиобиологической точки зрения, а также действия урана как химического яда. Дозы радиации, создаваемые в месте локализации агрегатов, в сотни и десятки тысяч раз будут более высокими, чем средние дозы от рассеянного урана в организме. Размеры агрегатов урана варьируют в широких пределах — от микрон до 100—200 мкм. Нижняя граница определения размеров ограничивается возможностями разрешения метода, которое составляет 1—5 мкм.

На рис. 46 и 47 представлены микрофотографии агрегатов атомов урана в морских организмах: водоросли филлофора *Phyllophora peruvosa* в печени морского ерша *Scorpaena porcus* (получено методом *f*-радиографии урана).

Проведем примерный расчет локальных доз в месте локализации агрегата урана по формуле [383]

$$D\alpha \propto = \frac{5,76 \cdot 10^{-7} \bar{E}\alpha \cdot C}{\rho}, \quad (19)$$

где $D\alpha \propto$ — мощность дозы, Гр/ч; $\bar{E}\alpha$ — средняя энергия α -частиц, МэВ; C — удельная радиоактивность, Бк/см³; ρ — плотность среды, г/см³.

Для биологических тканей ρ примем равным единице (то же для рис. 46). Радиус (r) агрегата 50 мкм, содержание урана в агрегате ($1 \cdot 10^{-16}$ Ки, или $3,7 \cdot 10^{-6}$ Бк). Находим по формуле

$$V = \frac{4}{3} \pi r^3 \quad (20)$$

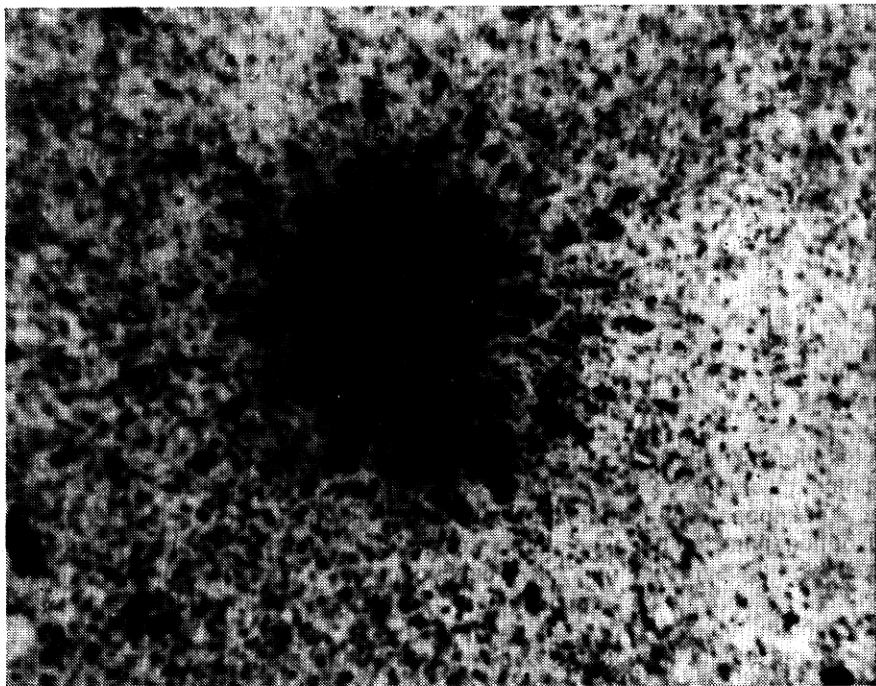


Рис. 46. Треки на лавсане от агрегата урана в образце филлофоры, $\times 250$

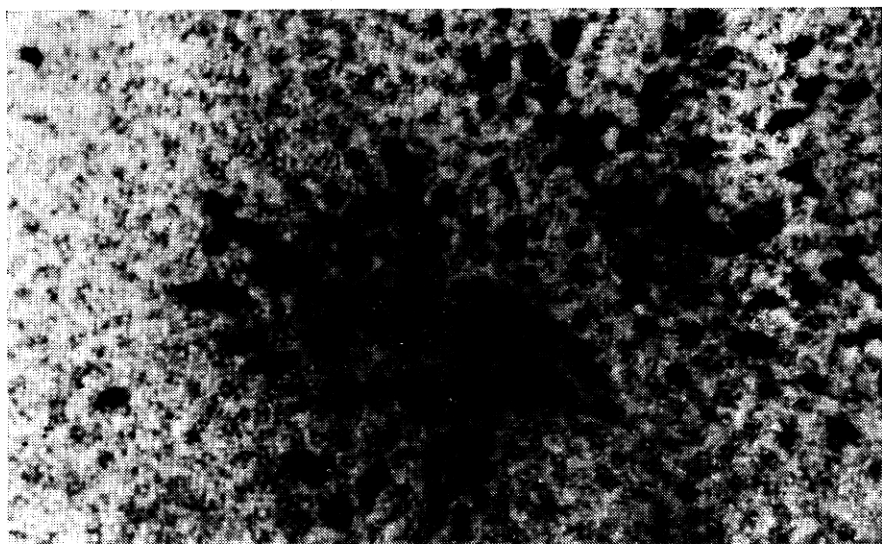


Рис. 47. Треки на лавсане от агрегата урана в образце печени морского ерша, $\times 500$

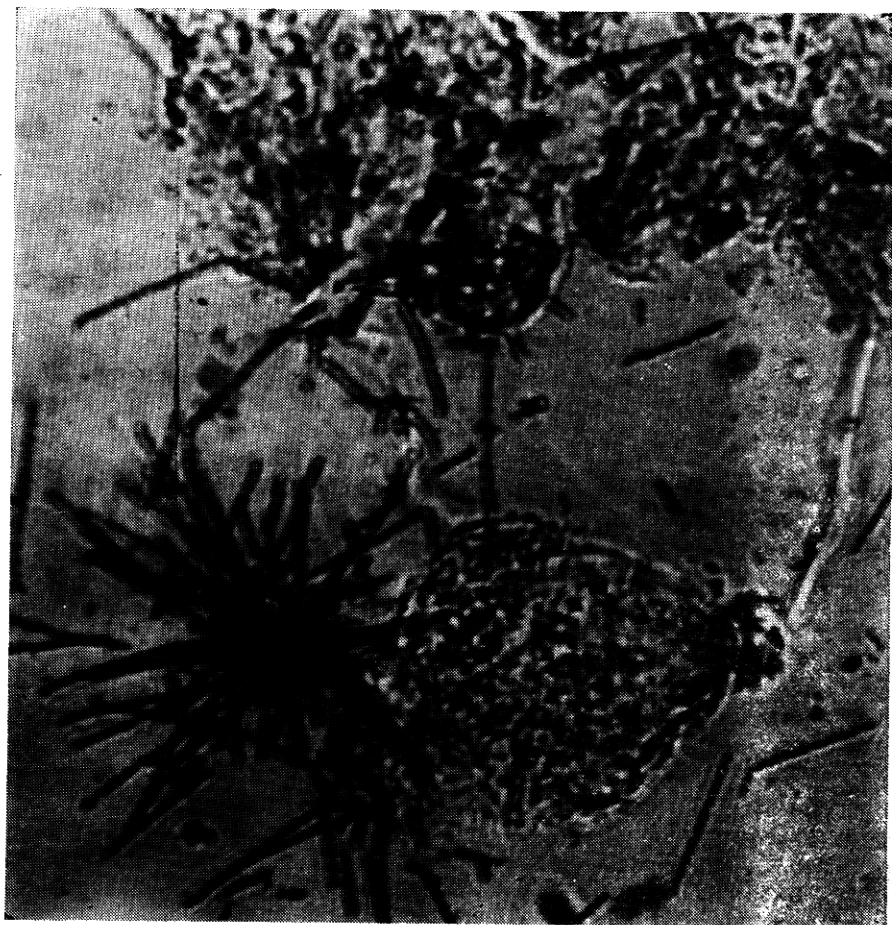


Рис. 48. Агрегат ^{239}Pu в культуре одноклеточной водоросли пророцентрум, $\times 1350$

объем агрегата, который оказывается $\approx 1 \cdot 10^5 \text{ мкм}^3$. Если в агрегате данного объема содержится $3,7 \cdot 10^{-6} \text{ Бк}$ урана, то в 1 см^3 ($1 \times 10^{12} \text{ мкм}^3$) биологической ткани с такой же концентрацией урана, как и в агрегате, содержалось бы примерно 7 Бк/г .

Подставляя в формулу (19) численные значения, находим $D\alpha\infty = 5,76 \cdot 10^{-7} \cdot 4,2 \cdot 7 = 1,68 \cdot 10^{-5} \text{ Гр/ч}$, или в старых единицах $1,68 \cdot 10^{-3} \text{ рад/ч} = 1,68 \text{ мрад} \cdot \text{ч}$. Таким же образом находим мощность поглощенной дозы в агрегате урана (рис. 47), которая оказалась $\approx n \cdot 10^{-6} \text{ Гр/ч}$, или $n \cdot 10^{-4} \text{ рад/ч}$, где n = от 1 до 10.

Нахождение урана в организмах в агрегированной форме указывает на то, что и другие тяжелые радиоэлементы могут находиться в такой же форме. Ранее нами в экспериментальных условиях показано,

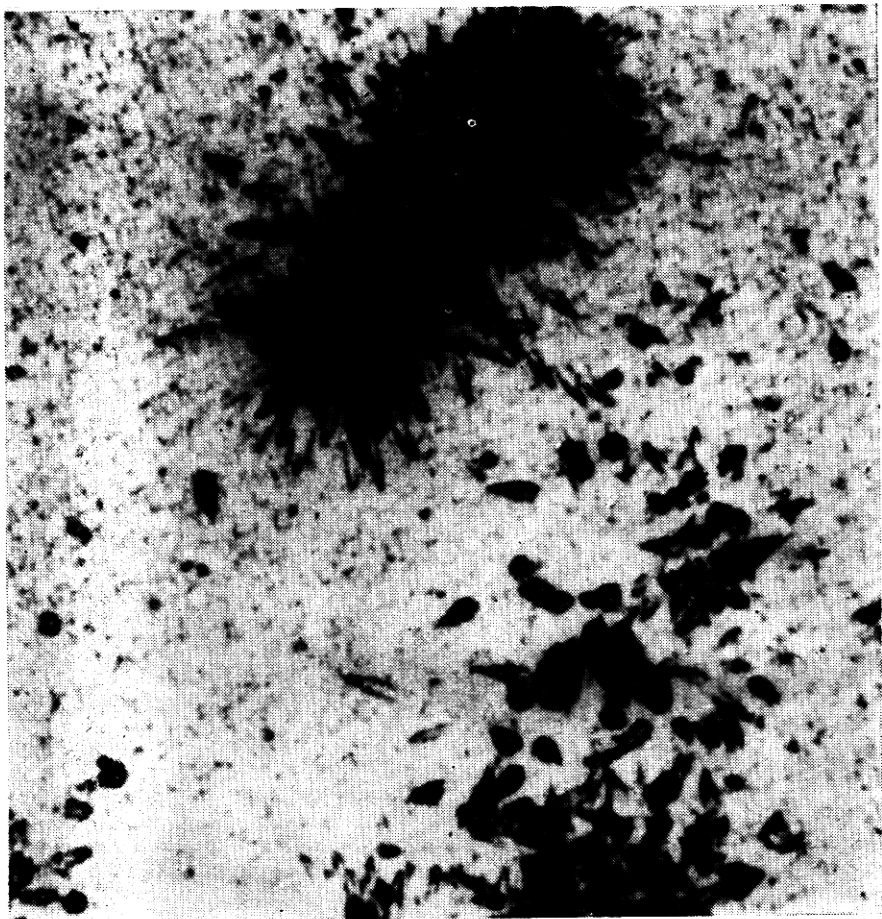


Рис. 49. Треки на слюде от агрегатов урана в рыбьей чешуе, $\times 400$
 что ^{232}Th в водоросли *Ulva rigida* образует агрегаты атомов [140].
 О ^{239}Pu и ряде других трансурановых элементов накоплено много фак-
 тов образования ими агрегатов в организме животных в отдаленные
 сроки после затравки их этими радионуклидами.

Дж. Тиллом, С. Кайе, Дж. Трабалки [367] показана агрегация
 атомов плутония на оболочке эмбрионов рыб, а Е. Гамильтоном
 отмечена агрегация атомов урана в мидиях [260]. В растворах ха-
 рактерна связь плутония и америция с мелкодисперсными частицами
 и взвесями [302].

Нами (совместно с А. В. Токаревой) при экспериментальных ис-
 следованиях поступления ^{239}Pu в клетки одноклеточной водоросли
Procentrum micans с помощью метода α -радиоавтографии показано,
 что в морской среде с культурой этой водоросли образуются агрегаты
 ^{239}Pu в первые сутки опыта. Концентрация ^{239}Pu в морской среде —

370 Бк/л. На рис. 48 представлена микрофотография агрегата ^{239}Pu , расположенного на клетке *P. micans*. Радиоактивность этого агрегата ^{239}Pu составила $\approx 1 \cdot 10^{-14}$ Ки, или $3,7 \cdot 10^{-4}$ Бк. Тогда, рассчитав примерную дозу на клетку по формуле (19), получаем $\approx 1 \times 10^{-3}$ Гр/ч, или 0,1 рад/ч = 100 мрад/ч. Если даже принять, что только $1/4$ α -частиц данного агрегата ^{239}Pu взаимодействует с клеткой, то и тогда мы будем иметь на клетку дозу порядка $6 \cdot 10^{-3}$ Гр/сут, или 0,6 рад/сут.

В условиях биологической среды трансураны никогда не существуют в ионной форме. Они связываются с биовеществом, образуя агрегаты, но всегда чужеродны и не соответствуют живой природе. Агрегаты урана и трансуранов в организме являются «горячими точками», где дозы в тысячи раз более высокие, чем средние дозы в организме от равномерно рассеянных радионуклидов в ткани. Исследование «горячих точек» — актуальная проблема современной радиобиологии, связанная с неблагоприятными генетическими последствиями облучения в отдаленные сроки. Особенно это важно для изучения радиобиологии животных и человека.

Некоторые стабильные металлы неравномерно распределяются в организме и образуют агрегаты. Например, медь и цинк образуют гранулы размером 1—2 мкм в организме баянусов [375].

Агрегация атомов урана и трансуранов, вероятно, имеет существенное значение в их осаждении со взвесями в донные осадки, в которых они накапливаются до значительных величин. Содержание урана в чешуйках рыб, отобранных в иле Индийского океана, достигает 4×10^{-4} г/г сухой массы [13]. В осадках мелководных морей концентрация плутония — от единиц и десятков до 200—300 пКи/кг сухой массы [298]. Нами обнаружены агрегаты атомов урана в морском сестоне и донных осадках [187], в рыбной чешуе, отобранной из пробы донных осадков в юго-западной Африки Атлантического океана (рис. 49). В фосфоритах донных осадков также найден уран в агрегированной форме [371]. Таким образом, в дальнейшем представляется возможным изучить механизм агрегации атомов урана и трансуранов, их миграцию с остатками морских организмов и продуктами их метаболитов во взвеси и донные осадки.

Естественный мутационный процесс в природных популяциях морских организмов и его статистические закономерности

Необходимость осуществления программы контроля за мутационным процессом в популяциях морских организмов определяется характером загрязнения гидросферы. В связи с этим в настоящее время важно получить данные о фоновом состоянии мутационного процесса в популяциях гидробионтов, основных его закономерностях и разработать адекватные методы генетического мониторинга. Одним из наиболее перспективных методов исследования в этой области представляется цитогенетический анализ соматических и половых клеток, так как

исследуется весь геном, перестройки хромосом служат чувствительным критерием поражения, имеется высокая корреляция в частоте генных и хромосомных мутаций [305].

Для учета аберраций хромосом можно использовать метафазный или анафазный методы. С помощью метафазного метода анализируются все типы перестроек. Однако применять его следует на тех видах, кариотипы которых изучены и имеют относительно небольшое количество хорошо идентифицируемых хромосом.

Хромосомные комплексы водных организмов изучены недостаточно. Наибольшее количество работ посвящено кариологии рыб. Согласно литературным данным [259], кариотипы многих видов рыб состоят из большого числа мелких хромосом. Поэтому в исследованиях на гидробионтах целесообразно использовать анафазный метод учета хромосомных аберраций. Простая и быстрая методика приготовления препаратов позволяет применять его в массовых исследованиях в природе. С помощью этого метода можно достаточно точно количественно оценить уровень спонтанного хромосомного мутирования независимо от числа хромосом и строения кариотипа. Определенный вклад может внести также исследование половых клеток (анализ мейоза), что особенно важно при рассмотрении генетического риска для популяций в целом.

Морские цитогенетические исследования в природных условиях с применением анафазного метода были начаты нами несколько лет назад и проводились в различных районах Мирового океана [180, 181, 184—186]. Изучали пелагических животных на разных стадиях онтогенеза (эмбрионы, личинки, молодь, гонады половозрелых особей) из различных таксономических групп (кишечнополостные, моллюски, ракообразные, насекомые, рыбы), обитающих главным образом в приповерхностном слое воды и образующих один их важнейших морских биоценозов — нейстон. В нейстоне протекают ранние стадии развития большого числа животных. Это не только самый обширный, но и самый молодой и, следовательно, наиболее чувствительный к загрязнению комплекс организмов [44]. Гидробионты, обитающие в нейстоне, в первую очередь подвергаются неблагоприятному действию загрязнения, так как известно, что радиоактивные аэрозоли, нефть, тяжелые металлы, хлорорганические соединения накапливаются в поверхностном слое воды и пене. Таким образом, область максимума отрицательного воздействия совпадает с максимумом чувствительности организмов [44].

Наши исследования показали, что ткани всех гидробионтов на ранних стадиях онтогенеза имеют высокую интенсивность клеточной пролиферации, достаточную для статистического анализа (митотическая активность клеток беспозвоночных составляет 0,5—3, рыб — 4—5 %).

Как видно из табл. 67, средние частоты структурных перестроек хромосом у разных видов организмов — величины одного порядка. Изучение динамики мутационного процесса у одних и тех же или родственных видов показало, что в разные годы наблюдений и в различных географических районах они имеют близкие средние значения.

Т а б л и ц а 67. Естественный мутационный процесс в природных популяциях морских организмов

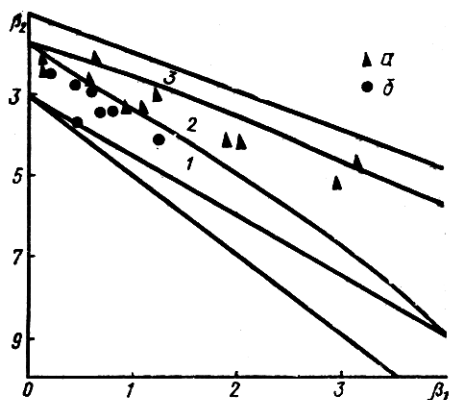
Вид и стадия развития	Месяц, год	Местонахождение гидробионтов	Количество клеток с абберациями хромосом, %	Размах крайних значений
Тихий океан				
Кишечнополостные				
<i>Vellella vellella</i> , молодь	III 1971	29° 01' ю. ш., 168° 03' в. д.	7,19±1,17	2,6±18,8
Моллюски				
<i>Glaucus atlanticus</i> , эмбрионы	III 1971	0° 29' ю. ш., 149° 59' в. д.	3,10±1,08	0—11,1
Индийский океан				
<i>Glaucus</i> sp., эмбрионы	II 1975	01° 00' с. ш., 54° 30' в. д.	1,40±0,96	0—16,5
	III 1975	01° 00' ю. ш., 50° 00' в. д.	3,50±1,00	0—3,2
<i>Glaucus</i> sp., молодь	II 1975	02° 00' ю. ш., 54° 30' в. д.	1,00±1,00	0—9,1
	IV 1975	02° 00' ю. ш., 65° 00' в. д.	3,30±1,10	0—12,5
Атлантический океан				
Ракообразные				
<i>Lepas</i> sp., молодь	I 1975	28° 55' ю. ш., 14° 10' в. д.	0,60±0,20	0—1,6
Индийский океан				
	III 1975	01° 00' ю. ш., 50° 00' в. д.	0	
Атлантический океан				
<i>Idothea metalli- ca</i> , эмбрионы	II 1975	39° 23' ю. ш., 19° 35' в. д.	1,40±0,72	0—6,8
Индийский океан				
<i>Anchylomera Bro- ssevillei</i> , молодь	III 1975	0° 00' , 50° 00' в. д.	3,52±1,49	0—12,9
Черное море				
<i>Acartia clausi</i> , гонады	V 1979		4,00±1,15	0—14,0
Атлантический океан				
Decapoda *	XI 1976	34° 54' с. ш., 50° 50' з. д.	4,00±1,18	0—25,0
эмбрионы	XI 1976	28° 30' с. ш., 19° 15' з. д.	10,60±1,76	0—18,2
	XI 1978	26° 46' с. ш., 68° 40' з. д.	0	
	VI 1978	27° 22' с. ш., 68° 23' з. д.	1,20±0,81	0—7,1
	VI 1978	28° 04' с. ш., 68° 23' з. д.	0	
Decapoda	VI 1978	27° 22' с. ш., 67° 51' з. д.	0,70±0,70	0—12,5
личинки	I 1975	23° 27' с. ш., 16° 27' в. д.	0,60±0,33	0—4,5
	I 1975	39° 23' ю. ш., 19° 55' в. д.	0	
	II 1975	40° 00' ю. ш., 20° 00' в. д.	0,40±0,24	0—2,4
Индийский океан				
	IV 1975	12° 20' с. ш. 70° 35' в. д.	0,40±0,40	0—4,2

Вид и стадия развития	Месяц, год	Местонахождение гидробионтов	Количество клеток с абберациями хромосом, %	Размах крайних значений
Атлантический океан				
Насекомые <i>Halobates</i> sp., эмбрионы	I 1975	05° 18' с. ш., 15° 03' з. д.	1,50±1,11	0—8,3
Черное море				
Рыбы <i>Diplodus annularis</i> , зародышевая полоска	VII 1976	44° 14' с. ш., 38° 33' в. д.	3,2±0,82	0—10,3
<i>Engraulis encrasicolus ponticus</i> , зародышевая полоска	VII 1976	44° 27' с. ш., 34° 15' в. д.	3,2±0,72	0—5,6
Средиземное море				
<i>Engraulis encrasicolus</i> гастрола зародышевая полоска	IX 1968	38° 40' с. ш., 27° 57' в. д.	5,9±0,75	1,2—10,8
	V 1976	42° 9' с. ш., 3° 44' в. д.	6,1±1,31	2,0—11,4
<i>Engraulis encrasicolus</i> , зародышевая полоска	V 1976	40° 23' с. ш., 0° 54' в. д.	2,7±0,64	0,7—6,8
	VI 1976	44° 00' с. ш., 14° 33' в. д.	5,3±1,18	1,6—19,6
	VI 1976	44° 47' с. ш., 13° 22' в. д.	3,3±0,38	1,0—6,5
	VI 1976	43° 7' с. ш., 14° 17' в. д.	2,8±0,47	0—4,8
	VI 1976	43° 45' с. ш., 13° 42' в. д.	3,2±0,57	2,0—6,7
<i>Sardina pilchardus</i> , гастрола	X 1968	36° 12' с. ш., 4° 53' з. д.	2,7±0,59	0—7,2
Карибское море				
<i>Ptenichtys furcatus</i> , гастрола	II 1971	16° 59' с. ш., 68° 37' з. д.	4,8±0,46	1,8—8,2
Атлантический океан				
<i>Ptenichtys furcatus</i> , рост хвостового отдела	VII 1971	27° 47' с. ш., 50° 43' з. д.	2,3±0,34	0—5,3
Тихий океан				
<i>Gonostomidae</i> *, зародышевая полоска	VIII 1971	29° 01' ю. ш., 168° 03' в. д.	7,0±0,92	0,5±23,1

* Виды не идентифицированы.

У всех видов перестройки хромосом представлены в основном одичными мостами и фрагментами. Клетки с двумя абберациями встречаются редко (от 1 до 1,33 перестроек на абберантную клетку). Внутрипопуляционная вариабельность частоты хромосомных мутаций у многих гидробионтов относительно невелика (табл. 67). Исключение составляют *Veella*, эмбрионы из некоторых популяций *Decapoda*, *Engra*

Рис. 50. Плоскость Пирсона (β_1 , β_2) для определения типа статистического распределения хромосомных aberrаций при естественном (а) и при индуцированном (б) мутагенезе



ulis encrasicholus и Gonostomidae, которые отличаются и наибольшими средними значениями исследованных величин.

Большая изменчивость частоты структурных мутаций хромосом внутри выборки наблюдается обычно в индуцированном мутагенезе. Большой размах варьирования количества aberrаций обнаружен нами, в частности, в экспериментах по изучению цитогенетического действия ионизирующих излучений на эмбрионы морских рыб [187]. Величина дисперсии в экспериментальных выборках в несколько раз превосходила эту величину в контроле. Главными причинами этого могут быть стохастичность процессов взаимодействия мутагена с гидробонтами и различная индивидуальная чувствительность.

Нами была предпринята попытка оценить вид статистического распределения хромосомных aberrаций при спонтанном и индуцированном мутагенезе у некоторых морских организмов. Кривые распределения вероятностей можно полностью охарактеризовать первыми четырьмя моментами. Е. Пирсон предложил метод, который изложен Ж. К. Ордом [310], классификации типов распределений, используя величины β_1 и β_2 коэффициенты Пирсона

$$\beta_1 = \mu_3'/\mu_2'^2, \quad \beta_2 = \mu_4'/\mu_2'^2, \quad (21)$$

и величины

$$k = \frac{\beta_1 (\beta_2 + 3)^2}{4 (2\beta_2 - 3\beta_1 - 6) (4\beta_2 - 3\beta_1)}. \quad (22)$$

Критерий k может быть использован, если оценки параметров β_1 , β_2 являются несмещенными. На рис. 50 плоскость (β_1 , β_2) разбита линиями на области. В зависимости от того в какую область попадет экспериментальная точка, можно различить восемь типов пирсоновских кривых распределения вероятностей [58, 310]. Верхние три области плоскости занимает β -распределение, которое в общем случае имеет вид

$$B(x, p, q) = \frac{\Gamma(p+q)}{\Gamma(p)\Gamma(q)} x^{p-1} (1-x)^{q-1} \quad (23)$$

$$(0 < x < 1, p > 0, q > 0).$$

Если $p > 1$, $q > 1$, то кривая плотности имеет единственную моду $(p-1)(p+q-2)$ и обращается в нуль на концах интервала (0, 1) (область 1 на рис. 50). Если или p , или q лежит между 0 и 1, то одна из

крайних вариант бесконечна и распределение имеет J-образную форму (область 2). Если $(p + q) < 0$, то β -распределение имеет U-образную форму и называется β -распределением второго рода (область 3).

На плоскость, построенную Е. Пирсоном [310] (рис. 50), нанесены точки (β_1 , β_2), рассчитанные для выборок естественного мутагенеза в природных популяциях (I) и хромосомных aberrаций, индуцированных ^{21}Y и ^{14}C (2).

В табл. 68, 69 приведены параметры этих выборок, коэффициенты Пирсона и значение критерия k . Пользуясь рис. 50 и табл. 68, 69 для идентификации кривых Пирсона [58, 310], можно сделать вывод о том, что функция плотности вероятности, описывающая естественный мутагенез, имеет вид β -распределения J-образной формы, а количество хромосомных aberrаций в эксперименте — унимодальное β -распределение.

Объяснение этих типов распределения, очевидно, состоит в следующем. В идеальных условиях, в отсутствие в среде внешних мутагенных факторов, средняя величина и дисперсия выборок, а также коэффициент вариации должны быть небольшими.

Наличие в среде мутагенов приведет к появлению в популяции определенного числа особей с большим числом хромосомных мутаций. При низких концентрациях мутагенов вероятность появления их будет мала, и оно не скажется существенно на средней величине выборки, однако может значительно увеличить дисперсию и коэффициент вариации. Рост дисперсии, таким образом, будет опережать рост среднего значения. Мы получим β -распределение J-образной формы.

При увеличении концентрации мутагенов будет происходить рост как среднего значения, так и дисперсии. Коэффициент вариации при этом не увеличится. Распределение примет вид унимодального β -распределения типа 1 или γ - и лог-нормального. Проведенный анализ материала показывает, что дисперсия является более адекватным показателем действия мутагенов на популяцию, чем коэффициент вариации.

Следовательно, высокая внутрипопуляционная вариабельность частоты естественных структурных мутаций, особенно в сочетании с интенсивным мутационным процессом, может быть индикатором действия мутагенов внешней среды. Это справедливо, конечно, в том случае, если основные экологические условия обитания популяции (температура, соленость) оптимальны.

Икра *Gonostomidae* (выборка с высокими значениями среднего и дисперсии) выловлена нами в районе Тихого океана, где была зарегистрирована повышенная радиоактивность (^{90}Sr) в результате взорванного накануне французского ядерного устройства [5].

Таким образом, цитогенетический анализ соматических и половых клеток морских организмов может быть использован для мониторинга природных популяций. В каждом конкретном случае должна исследоваться репрезентативная выборка, объем которой определяется, в первую очередь, величиной дисперсии.

Таблица 68. Параметры выборок при естественном мутагенезе

Вид	$\bar{x}$	s	σ	M_2	M_3	M_4	B_1	B_2	k
Engraulis encrasicolus	5,287	4,560	86,25	20,791	240,781	3714,790	6,4510	8,5937	-1,7670
E. encrasicolus	3,340	1,503	45,00	2,258	3,310	17,140	0,9513	3,3610	-0,4262
	5,937	2,788	46,96	7,775	7,273	140,279	0,1120	2,3200	-0,0524
Diplodus annularis	3,180	3,171	99,72	10,057	36,939	321,099	1,3410	3,1740	-0,4011
Sardinia pilchardus	2,682	2,123	79,16	4,506	7,628	55,258	0,6357	2,7209	-0,2350
Ptenichtys furcatus	4,778	1,940	40,60	3,765	2,454	28,435	0,1128	2,0056	-0,0395
P. furcatus	2,320	1,280	55,17	1,639	2,290	9,439	1,1900	3,5115	-0,4727
Idothea metallica	1,420	2,267	159,65	5,142	20,715	124,056	3,1569	4,6924	-0,8252
Decapoda	0,630	1,465	232,54	2,147	6,710	24,423	4,5470	5,2960	-1,1460
	0,380	0,768	202,10	0,590	1,103	2,485	5,9060	7,1240	-1,4826
	1,500	2,600	173,33	6,760	22,329	118,116	1,6140	2,5850	-0,4036
	4,023	6,472	160,87	41,887	464,480	9111,610	2,9351	6,1932	-0,9314
Lepas	0,570	0,622	109,12	0,386	0,202	0,318	0,7073	2,1260	-0,1880
Gonostomidae	7,040	4,593	65,24	12,005	198,467	3530,030	4,1927	7,9280	-2,4040
Vellela vellela	7,190	4,573	63,60	20,914	137,416	1794,220	2,0640	4,1020	

Таблица 69. Параметры выборок при индуцированном мутагенезе Scorpaena porcus

Радионуклид	Условия эксперимента	$\bar{x}$	s	σ	M_2	M_3	M_4	B_1	B_2	k
^{91}Y	Контроль	5,981	2,335	39,04	5,452	11,527	100,748	0,8199	3,389	-0,448
^{91}Y	10^{-8} Ки/л	13,844	3,314	23,94	10,938	41,579	493,615	1,305	4,092	-0,761
^{91}Y	10^{-6} Ки/л	14,753	5,852	39,66	34,252	168,166	4032,87	0,7037	3,437	-0,5067
^{14}C	Контроль	13,561	3,852	28,40	14,842	24,669	511,090	0,1861	2,320	-0,0787
^{14}C	10^{-8} Ки/л	10,45	5,063	48,45	25,631	-86,784	1734,02	0,4473	2,639	-0,187
^{14}C	10^{-7} Ки/л	18,269	5,604	30,67	31,402	121,989	3770,80	0,4806	3,824	+1,957
^{14}C	10^{-6} Ки/л	17,373	4,889	28,14	23,904	94,737	1718,85	0,657	3,008	-0,301

Предложенные методы цитогенетического мониторинга популяций рассмотрены и одобрены в 1977 г. в Вене на Совещании консультативной группы МАГАТЭ по методологии проведения экспериментов по воздействию излучений на водные организмы и экосистемы [297].

Цитогенетические исследования в водной радиохемотрологии¹

Изучению биологического действия ионизирующей радиации на водные организмы, в которых анализируются такие показатели, как выживаемость, плодовитость, морфологические аномалии, посвящен ряд работ [205, 274, 365].

Однако исследований о генетических и цитогенетических эффектах облучения гидробионтов очень мало, они касаются в основном рыб — наиболее важного и уязвимого звена водных экосистем [17, 18, 39, 62, 70, 90, 91, 110, 134, 144, 145, 166, 179, 192, 286, 381]. Небольшое количество исследований выполнено на водных беспозвоночных [213—216, 277]. Между тем генетическая опасность загрязнения гидросферы имеет отношение ко всем формам жизни. Именно генетические показатели поражения являются наиболее важными при оценке последствий поступления радиоактивных и химических веществ в окружающую среду.

Цитогенетические методы должны найти широкое применение в радиохемотрологических исследованиях, так как аберрации хромосом и другие ядерные нарушения являются одним из наиболее чувствительных критериев лучевого поражения организма и имеют существенное значение в радиационной патологии [7]. При цитогенетическом исследовании анализируется сразу весь геном, хромосомы доступны для непосредственного изучения, существует значительная корреляция в частоте генных и хромосомных мутаций [305].

Данные о радиационной цитогенетике рыб очень разрозненны, неполны, часто противоречивы и не всегда сопоставимы. Количественная оценка цитогенетических эффектов облучения может сильно варьировать в зависимости от условий проведения экспериментов, облучения, вида рыб, стадии онтогенеза, типа исследуемых клеток и тканей, подхода к учету аберраций хромосом. В экспериментах использованы разные виды рыб, значительно различающиеся биологическими и экологическими характеристиками, исследовались разные стадии онтогенеза (эмбрионы на различных этапах развития, личинки, взрослые рыбы), разные типы тканей, которые могут существенно различаться по радиочувствительности.

В опытах с развивающейся икрой рыб выявлены некоторые особенности цитогенетического действия хронического инкорпорированного облучения, которые во многом усложняют картину радиационного поражения [187]. В диапазоне низких концентраций радионуклидов не отмечено четкой зависимости эффекта от дозы: при увеличении концен-

¹ Сокращенный вариант представлен в качестве доклада на Совещании консультативной группы МАГАТЭ по методологии проведения экспериментов по воздействию излучений на водные организмы и экосистемы [297].

трации радионуклидов эффект возрастает очень незначительно. Вместе с тем значительно увеличивается вариабельность (дисперсия) цитогенетических показателей в экспериментальных выборках по сравнению с контрольными [187]. Слабое нарастание эффекта при увеличении дозы облучения отмечено и в экспериментах на других объектах (горохе, крысе, культуре человеческих лимфоцитов) при продолжительном облучении с низкой мощностью дозы и при облучении малыми дозами [20, 84, 154, 289, 344]. Аномальный эффект при малых дозах некоторые авторы [154] объясняют возможностью существования в клетке двух типов репарации повреждений — «регулярной», которая осуществляется в каждом митотическом цикле и обеспечивает восстановление спонтанно возникающих повреждений, и «аварийной», включающейся при повышенном уровне генетических повреждений. При определенных дозах «регулярной» репарации уже недостаточно, а «аварийная» еще не индуцируется. В этом диапазоне доз следует ожидать большой вариабельности эффекта.

Обнаруженное явление, возможно, связано со стохастичностью, гетерогенностью процессов взаимодействия мутагена с гидробионтами, биологической вариабельностью, динамикой aberrаций хромосом [187]. С помощью экспериментов с внешним облучением показано, что в индуцированном мутагенезе у эмбрионов и личинок рыб большое значение имеют стабильные перестройки хромосом типа мостов, длительно сохраняющиеся в ряду клеточных поколений [110, 133, 144, 145]. При хроническом воздействии возможны элиминация одних типов aberrаций, длительное сохранение других, реализация потенциальных повреждений. В зависимости от сроков фиксации материала может существенно меняться соотношение типов радиационных повреждений хромосом.

При анализе радиационно-цитогенетических эффектов разными исследователями используются различные критерии, что значительно затрудняет сравнение результатов. Одни авторы регистрируют весь спектр хромосомных аномалий, другие — лишь отдельные типы перестроек. Так, при анализе aberrаций на стадиях анафазы и телофазы учитываются клетки только с мостами и фрагментами [70, 166, 192], с мостами, фрагментами и другими хромосомными аномалиями [62, 90, 91, 179]. При учете aberrаций метафазным методом регистрируются либо хроматидные перестройки [286], либо только хромосомные [381]. В некоторых работах вообще не указывается, какие типы aberrаций анализировались [39]. В публикациях не всегда имеются сведения об общем количестве aberrаций хромосом и среднем числе aberrаций на клетку, на основании которых можно судить о тяжести радиационного поражения клеток.

Очень важно, особенно в экспериментах с малыми дозами, принимая во внимание высокую вариабельность эффекта, анализировать количество материала, обеспечивающее статистическую достоверность результатов. Эффект может не регистрироваться из-за недостаточно больших объемов выборок. Разные исследователи используют для обработки данных различные статистические критерии, нередко без обоснования правомочности их применения. Неправильный выбор

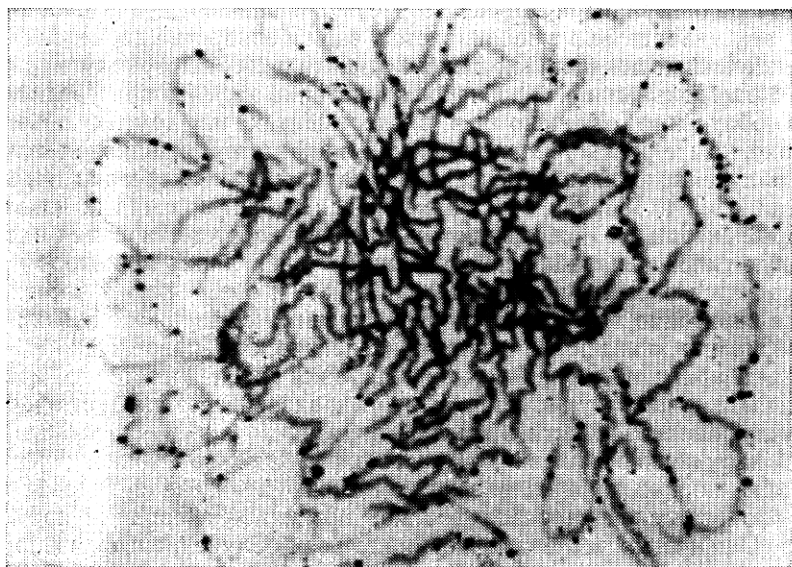


Рис. 51. Радиоавтограф хромосом *Procentrum micans* после инкубации клеток в среде с ^{86}Sr

статистических критериев может привести к ошибочным выводам [114].

Сопоставляя результаты исследований, выполненных с внешними и инкорпорированными источниками излучения, следует учитывать возможную большую эффективность инкорпорированного облучения [57, 64, 313]. Причинами этого феномена могут быть особая геометрия включения радионуклидов, обеспечивающая повышенную концентрацию их в клеточных структурах, и трансмутационный эффект [57, 64, 156, 210]. В ряде экспериментов, в том числе на водных организмах, обнаружена локализация радионуклидов в ядрах клеток [128, 301, 328, 352, 357] (рис. 51).

Разработка проблемы радиационной цитогенетики водных организмов должна быть направлена на совершенствование и унификацию методов исследования с целью получения однозначных и достоверных данных.

Выбор объектов исследования

Радиационно-цитогенетические исследования на водных организмах требуют стандартизации условий экспериментов. Условия содержания организмов в лаборатории должны быть оптимальными. В публикациях необходимо описывать методы содержания материала и режим облучения, данные о возрасте или стадии развития взятых в опыт организмов, длительность радиационного воздействия, срок фиксации материала. Стандартизация условий проведения эксперимен-

тов позволит исключить влияние всех факторов, маскирующих или модифицирующих эффекты, вызванные действием радиации.

Выбор объектов должен определяться задачами исследования. Для скрининга мутагенной активности, изучения механизмов и закономерностей радиационно-индуцированного мутагенеза у водных организмов целесообразно создание стандартизированных чувствительных тест-систем. В качестве тест-объектов можно использовать гидробионты, которые легко содержать в лабораторных условиях, а также культуры клеток и тканей. Желательно, чтобы кариотип был удобен для применения метафазного метода учета аберраций, т. е. включал небольшое число морфологически отличающихся друг от друга хромосом, а также естественные маркеры. В качестве таких объектов могут быть использованы некоторые виды рыб и, возможно, беспозвоночные.

А. Эндо и Т. Ингалс [233] описали кариотип двухдневных эмбрионов *Brachydanio rerio* с диплоидным числом 50 и предложили использовать этот вид как экспериментальную модель для цитогенетических, эмбриологических и экологических исследований. Однако из-за относительно большого числа хромосом и трудности получения достаточного количества пригодных для анализа метафазных пластинок этот объект не может быть признан удовлетворительным [286]. В. Хауэл [269] использовал *Apteronotus albifrons* для исследования действия загрязнения среды на хромосомы. Но рыб этого вида трудно содержать в лабораторных условиях.

А. Клайгермен и др. [286] предлагают в качестве тест-объекта для скрининга мутагенных веществ физической и химической природы другой вид — *Umbra limi*. Авторы исследовали хромосомные комплексы в клетках различных органов колхицинированных рыб (жабр, поджелудочной железы, селезенки, сердца, желудка, кишки, печени, почек, мозга, чешуи) и установили, что наиболее подходящими органами для цитогенетического анализа у этой рыбы являются кишечник, желудок, почки и жабры. Кариотип ее включает 11 пар метацентрических и субметацентрических хромосом.

Д. Вудхед [381] предлагал использовать для исследования радиационно-индуцированных аберраций хромосом у рыб культуру эмбриональных клеток *Ameioba splendens*. Кариотип ее состоит из 26 хромосом, среди них 11 пар крупных метацентрических хромосом и по одной паре мелких акро- и телоцентриков. Использование культуры клеток для определения мутагенной активности радиации и других факторов среды, по-видимому, перспективно. Однако для экстраполяции данных, полученных *in vitro*, на процессы, происходящие *in vivo*, необходимы специальные эксперименты по изучению сравнительной радиочувствительности клеток *in vivo* и *in vitro*. Поиски лабораторных модельных объектов следует продолжать и расширять.

Массовые цитогенетические исследования в экспериментальных и природных условиях можно проводить на многих видах водных организмов (бентосных, планктонных, нейстонных). Нужно только исследовать определенные, пригодные для цитогенетического анализа стадии их жизненного цикла и типы тканей. Такие исследования позволяют

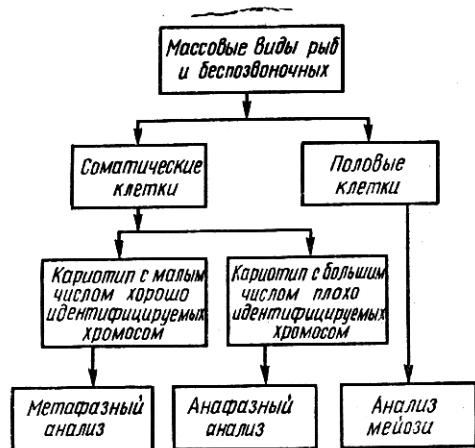


Рис. 52. Диаграмма методов цитогенетического мониторинга природных популяций гидробионтов

выявить цитогенетическую радиочувствительность всех звеньев водных экосистем, в том числе наиболее важных их компонентов, а также получить цитогенетические характеристики популяций, обитающих в районах с повышенным фоном естественной и искусственной радиоактивности, и оценить генетические последствия воз-

действия повышенного уровня радиации на природные популяции и экосистемы.

В связи с загрязнением внешней среды важно также получить количественные данные о существующем в настоящее время уровне естественного мутагенеза у разных видов водных организмов в природных условиях. Исследование спонтанного хромосомного мутирования у гидробионтов может быть использовано в качестве одного из подходов к мониторингу мутационного процесса в природных популяциях [185] (рис. 52).

Примером цитогенетического исследования природных популяций, обитающих в районах с повышенным уровнем радиоактивности, может служить серия исследований популяций водных личинок комара *Chironomus tentans* из загрязненных радиоактивными отходами оз. Уайт-Ок, ручья Уайт-Ок и р. Клинь в США [212, 213, 215]. Сравнительному цитогенетическому анализу подвергли хромосомы слюнных желез личинок из облученных и контрольных популяций. Личинки другого вида, *Ch. girardi*, использовали в лабораторных экспериментах по изучению цитогенетического действия инкорпорированных трития и ^{239}Pu [214, 216]. На полигенных хромосомах можно проводить очень тонкий анализ. Характер и локализацию изменений можно определить с высокой точностью.

Нами было предпринято цитогенетическое изучение соматических и репродуктивных тканей представителей разных систематических групп морских планктонных и нейстонных организмов (кишечнополостных, моллюсков, ракообразных, насекомых, рыб) с целью определения у них уровня и характера спонтанного хромосомного мутирования в природных условиях [181, 184, 185]. Исследование показало, что соматические ткани этих гидробионтов на ранних стадиях онтогенеза (эмбрионы, личинки, молодь) имеют относительно высокую пролиферативную активность и пригодны для цитогенетического анализа. У некоторых организмов для исследования удобны мейотические хромосомы (рис. 53). Изучение половых клеток особенно важно при рассмотрении радиационно-генетического прогноза популяций.



Рис. 53. Мейотические хромосомы *Calanus* (*Neocalanus*) *robustior* (а) и *Scolecithrix danae* (б), $\times 600$

А. Лонгвелл [292] исследовал хромосомный мутагенез у эмбрионов скумбрии, собранных в Нью-Йоркской бухте, и пришел к выводу, что хромосомные перестройки в клетках эмбрионов могут служить чувствительным тестом генетической активности загрязнителей в водной среде.

Методы приготовления препаратов

Рыбы

Культура клеток и тканей. В культуру могут быть введены многие клетки и ткани рыб — эмбриональный материал, лимфоциты, ткани печени, селезенки, гонад. Методы культивирования разных клеток и тканей рыб, а также техника приготовления препаратов описаны в ряде работ [211, 224, 264, 309, 381].

Соматические клетки *in vivo*. Для получения препаратов хромосом без предварительного культивирования в питательных средах можно использовать свежие ткани с высокой пролиферативной активностью — селезенку, почки, желудок, кишечник, жаберный эпителий. Методы получения давленных и воздушно-сухих препаратов хромосом описаны в литературе [211, 223, 252, 286, 287, 295].

С помощью указанных методов *in vitro* и *in vivo* можно получать метафазные пластинки высокого качества. Однако применять эти методы в радиационно-цитогенетических исследованиях целесообразно только на тех видах, кариотипы которых изучены и пригодны для учета aberrаций метафазным методом, т. е. имеют относительно небольшое количество хорошо идентифицируемых хромосом.

Ткани развивающихся эмбрионов и личинок рыб обладают высокой митотической активностью. С помощью методики давленных препаратов и анафазного анализа перестроек хромосом можно исследовать спонтанное и индуцированное хромосомное мутирование на ранних, наиболее чувствительных стадиях онтогенеза рыб [187].

Соматические клетки in vivo. Политенные хромосомы слюнных желез личинок двукрылых, в частности Chironomidae, легко доступны для тонкого цитогенетического анализа. Методы получения препаратов хромосом Chironomus и исследования перестроек хромосом описаны [212, 213].

Для приготовления препаратов митотических хромосом из тканей беспозвоночных на ранних стадиях онтогенеза нами применяется следующая методика. Зародыши, личинки, молодь осторожно обсушиваются фильтровальной бумагой и в течение нескольких часов фиксируются смесью этилового спирта и ледяной уксусной кислоты (3 : 1). Для окраски применяется 1—2 %-ный ацетоорсеин. С окрашенных зародышей снимается оболочка, у личинок и молодых особей удаляются все твердые части тела: панцырь, раковины, щетинки (их можно удалить и перед окраской). Затем эмбрионы, мягкие ткани личинок и молоди (каждый объект отдельно) переносят в капле краски на предметное стекло, измельчают (для лучшей мацерации добавляют 1—2 капли 60 %-ной молочной кислоты), накрывают покровным стеклом и осторожно раздавливают через слой фильтровальной бумаги. Края покровного стекла заливают парафином. Аберрации хромосом учитываются на стадиях анафазы и телефазы. На этих стадиях митоза следует анализировать все клетки, так как на тотальном препарате в разных типах тканей может быть различный уровень мутирования. Митотическая активность определяется в каждом препарате путем вычисления процента делящихся клеток (находящихся на всех стадиях митоза) среди 1000 просмотренных. Для объективного учета хромосомных аномалий препараты следует шифровать, особенно в экспериментах с малыми дозами.

Половые клетки in vivo. Для приготовления препаратов мейотических хромосом половозрелые особи (самцы и самки) фиксируются смесью этилового спирта и ледяной уксусной кислоты (3 : 1). У них отпрепаровывают гонады, окрашивают ацетоорсеином, измельчают и раздавливают в капле краски с добавлением одной-двух капель 60 %-ной молочной кислоты [182, 183].

Учет аберраций хромосом

В зависимости от объекта и задач исследования для учета хромосомных аберраций применяются метафазный или анафазный методы. Метафазный метод в настоящее время широко используется в цитогенетике млекопитающих и человека. С его помощью достигается полный и детальный анализ перестроек хромосом. Он позволяет не только подсчитать общее число геномных и структурных аномалий, но и обнаружить все типы структурных перестроек (разрывы, делеции, транслокации, инверсии). Для успешного применения метафазного метода необходимо хорошо знать кариотип исследуемого объекта. Это обстоятельство ограничивает его использование, особенно при исследовании

цитогенетических эффектов облучения организмов с большим количеством мелких хромосом.

Если метафазный анализ позволяет обнаружить не только количественные, но и качественные изменения кариотипа и отдельных хромосом, то исследование хромосом на стадии поздней анафазы— ранней телофазы (анафазный метод) дает возможность получить количественные данные об aberrациях хромосом. С помощью этого метода можно учитывать также отставания хромосом, которые возникают вследствие инактивации центромеры и ведут к анеуплоидии. Анафазный метод достаточно прост, менее трудоемок и пригоден для массовых исследований в экспериментальных и природных условиях. Он позволяет количественно оценить спонтанное и индуцированное хромосомное мутирование у гидробионтов независимо от числа хромосом и строения кариотипа.

Для выявления перестроек хромосом в мейозе можно исследовать диакинез и метафазу I, а также анафазу и телофазу первого и второго мейотических делений. В диакинезе и метафазе I обнаруживаются инверсии, транслокации, фрагменты, униваленты; в анафазе и телофазе — мосты и фрагменты.

При анализе препаратов необходимо рассматривать зависимость эффекта от времени после облучения, учитывать динамику перестроек хромосом. Частота и характер их могут существенно зависеть от того, в первом или последующих митозах после облучения анализируются клетки. Игнорирование этого положения может сказаться на выводах.

Следует наиболее полно учитывать все типы aberrаций, поскольку они могут вносить определенный вклад в радиационное поражение клеток. Однако не все перестройки легко и однозначно идентифицируются. Поэтому при сравнении результатов исследований, выполненных разными авторами, необходимо рассматривать прежде всего общее число aberrантных клеток, а также общее число aberrаций и других хромосомных аномалий.

При анализе радиационного эффекта должны учитываться уровень и характер спонтанной хромосомной изменчивости, ее основные особенности и закономерности. Следует проводить глубокий статистический анализ получаемых данных, правильно и обоснованно применять статистические критерии. Необходимо расширение и совершенствование методов дозиметрии, особенно в экспериментах с инкорпорированным облучением, так как без точной оценки поглощенных доз невозможна интерпретация цитогенетических эффектов.

Совершенствование и унификация цитогенетических методов позволяют сопоставлять экспериментальные данные разных исследователей, проводить обобщение результатов, значительно расширят исследования в области радиационной цитогенетики водных организмов.

**Роль морских экосистем
в миграции химических веществ
из поверхностных вод пелагиали**

Гидробиология накопила обширный материал по изучению самоочищения вод. Получены многочисленные данные и выявлены закономерности распределения разнообразных загрязнений на разных трофических уровнях водных экосистем [33]. Успехи гидробиологических исследований показывают, что одного знания распределения недостаточно для выяснения путей, интенсивности и экологического механизма миграции загрязнений в процессе функционирования водных экосистем в целом и звеньев их пищевых цепей (или сетей). В области морской радиационной гидробиологии широко используются радиоэкологические методы, которые удовлетворяют современным требованиям изучения динамики загрязнений в водоемах [124, 314].

На рис. 54 представлена динамика биологического самоочищения и вторичного загрязнения водной среды с учетом химической формы загрязняющих веществ, трофических уровней экосистемы, биомассы и продукции, скоростей биологического накопления и выведения загрязнений, степени «усвоения» загрязнений гидробионтами, скорости образования взвешенного вещества, а также процесса ремобилизации перешедших в донные осадки загрязнений в водную среду через пищевые цепи.

Поступление химических веществ в консументы с пищей пропорционально их концентрации в ней, величине рациона и степени их усвоения из пищи. При равном поступлении уровень концентрирования консументом обратно пропорционален интенсивности обмена химического вещества, а показатели выведения не зависят от размеров особи и определяются температурой [50]. Кинетика выведения одинаковых физико-химических форм веществ, поступивших как с пищей, так и из воды, совпадает [314]. В результате одновременного протекания процессов поступления и выведения морские организмы накапливают загрязняющие вещества из окружающей среды до различных, часто высоких уровней, превышающих их концентрацию в морской воде [26, 120].

Кинетика взаимодействия химических веществ с гидробионтами, изучаемая с помощью радионуклидов, количественно описывается камерными математическими моделями, отражающими обмен химических веществ обменными фондами водных организмов по типу метаболических реакций первого порядка; концентрирование веществ в обменных фондах пропорционально скорости роста гидробионта и концентрации соответствующего химического вещества в среде [42]. Современный уровень знаний позволил создать математические модели взаимодействия экосистем фотического слоя с радиоактивными и химическими веществами в морской среде. Эти модели используются для изучения самоочищения морской среды, а также для оценки интенсивности продукционных процессов в экосистемах по измерению концентрационных характеристик распределения радионуклидов в среде [129, 131].

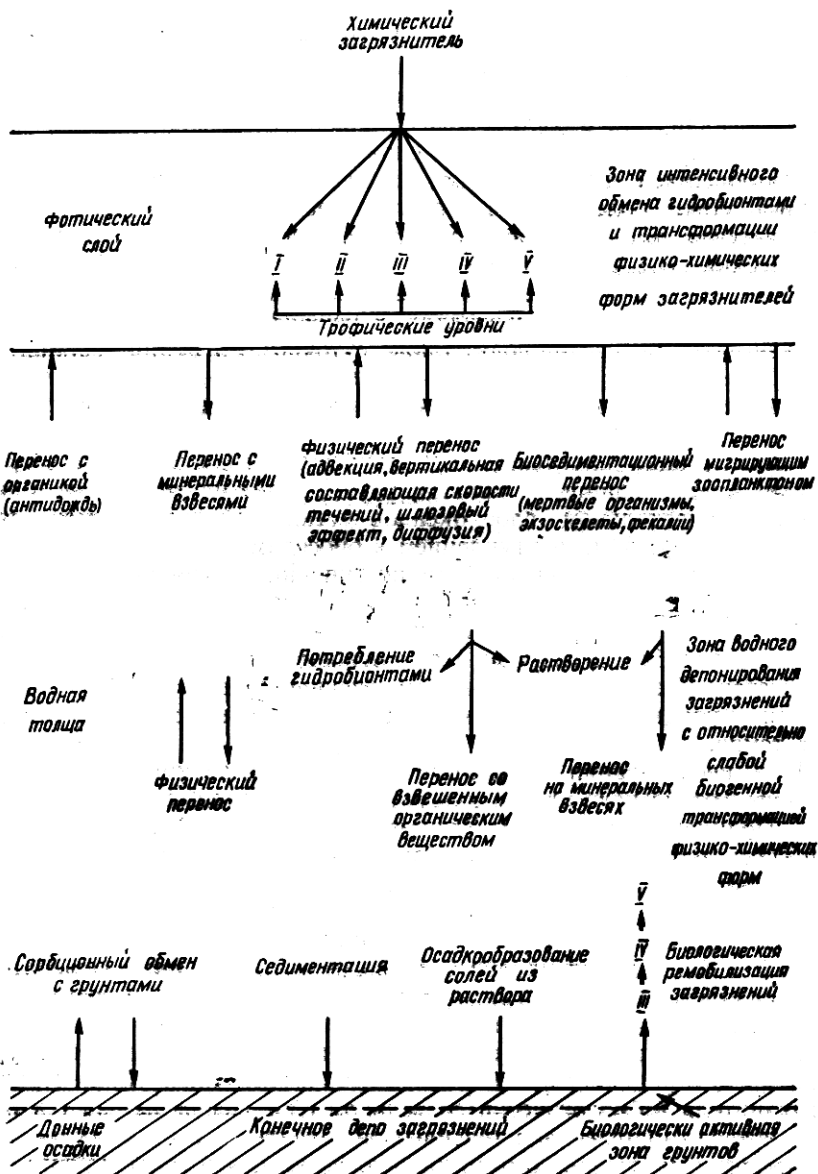


Рис. 54. Схема миграций химических загрязнений в морской среде

Морские организмы в процессе метаболизма и при отмирании создают поток взвешенного органического вещества, интенсивность которого в конечном итоге определяется первичной продукцией экосистемы. Скорость пассивного опускания клеток фитопланктона составляет 1—6150, простейших — 30—4800, зоопланктона (многоклеточных) — 36—2270, фекальных образований — 36—376, а взвешенного

вещества размером от 2 до 60 мкм — 0,12—1,1 м/сут [143]. В результате биоседиментационных процессов химические загрязнения выносятся из фотического слоя и депонируются в донных осадках. Расчеты показали, что в халистатических районах океанов биоседиментационный перенос из фотического слоя химических загрязнений, концентрирующихся гидробионтами до высоких уровней (например, свинца), может более чем на порядок превышать физический, а для неритических зон — оба переноса имеют равную интенсивность [131]. Физический перенос обуславливает лишь перераспределение химических загрязнений в среде, а биоседиментационный — их элиминацию из среды и депонирование в осадках. К перераспределению химических загрязнителей в среде приводят также суточные миграции зоопланктона. Интенсивность биоциркулярного переноса на порядок ниже, чем биоседиментационного [293]. Из осадков происходит ремобилизация загрязнений, например полихлорбифенилов [326].

Концентрация интенсивно накапливаемых гидробионтами загрязнителей среды (например, свинца, ртути, полихлорбифенилов) в биологически деятельном слое океанов устанавливается в результате равновесия между их поступлением и биоседиментационным удалением. С повышением интенсивности поступления загрязнителя стационарный уровень его концентрации в фотическом слое повышается. Однако с повышением концентрации загрязнителя в среде концентрационная способность гидробионтов в отношении данного загрязнителя снижается. Поэтому возрастание интенсивности поступления загрязнителя приводит к увеличению его концентрации в среде в повышенном темпе.

При исследовании математической модели взаимодействия экосистемы фотического слоя с химическими веществами морской среды Г. Г. Поликарповым и В. Н. Егоровым установлено [131], что для каждой экосистемы в отношении любого загрязнителя существует предел возможного биоседиментационного его удаления из биологически активного слоя: предел биоседиментационного удаления тем выше, чем больше удельная биомасса и продукция взвесей в экосистеме, чем больше максимальная скорость поглощения и чем ниже показатели интенсивности обмена загрязнителя гидробионтами и взвесью. При превышении поступления загрязнителя сверх предела его биоседиментационного удаления уже не может установиться стационарный уровень концентрации загрязнителя в фотическом слое. Концентрация загрязнителя в биологически деятельном слое возрастает до тех пор, пока неизбежно наступают токсическое подавление им продукционных процессов и нарушение структуры экосистемы, что ведет к соответствующему уменьшению предела биоседиментационного удаления загрязнителя, дальнейшему повышению его концентрации в среде и в конечном итоге к полному разрушению экосистемы.

По нашему мнению, оценка предела биоседиментационного удаления загрязнителей из среды должна лежать в основе нормирования предельно допустимых темпов загрязнения экосистем. Оценки, сделанные в отношении глобального загрязнения фотического слоя океанов полихлорбифенилами, ртутью и свинцом показали, что биоседимента-

Таблица 70. Темпы загрязнения и биоседиментационного очищения морской среды от полихлорбифенилов, ртути и свинца *

Загрязнитель морской среды	Осредненная концентрация загрязнителя в ВОВ, мкг/кг *	Поступление в Мировой океан, т/год *	Биоседиментационное изъятие, т/год	
			Вынос из фотического слоя	Депонирование в грунтах
Полихлорбифенилы	$1,4 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^4$	$38 \cdot 10^4$	$7,6 \cdot 10^4$
Ртуть	$1,68 \cdot 10^3$	$9 \cdot 10^3$	$46 \cdot 10^3$	$9,2 \cdot 10^3$
Свинец	$1,2 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^6$	$3,25 \cdot 10^6$	$0,65 \cdot 10^6$

* Данные получены из работ М. Бернхарда и А. Затерры, И. Мартина и Г. Кнауэра, Р. Вильямса и А. Холдена (цитируются по [131]).

ционная способность удаления полихлорбифенилов в 15 раз превышает современный уровень их поступления в Мировой океан, а загрязнение Мирового океана свинцом уже сравнялось со способностью его биоседиментационного удаления из фотического слоя (табл. 70). Таким образом, необходимы дальнейшие международные усилия по уменьшению загрязнения гидросферы, в первую очередь свинцом, и по организации контроля за темпами поступления ртути и полихлорбифенилов в моря и океаны. Морская молисмология испытывает потребность в биогеоэкологическом критерии загрязнения акваторий.

Ранее нами было показано, что удаление ^{234}Th из фотического слоя пелагиали морей и океанов происходит со взвешенным органическим веществом [128]. Главным компонентом взвешенного органического вещества, удаляющим ^{234}Th из воды в фотическом слое, являются продукты жизнедеятельности планктонного сообщества (фекалии зоопланктона, линочные шкурки, трупы). Поскольку ^{238}U распределен в воде равномерно, а концентрации его в планктонных организмах невелики, то смещение радиоактивного равновесия $^{238}\text{U} - ^{234}\text{Th}$ в воде обусловлено выносом из верхнего слоя океана ^{234}Th взвешенным органическим веществом, продуцируемым планктонным сообществом. Концентрация ^{234}Th во взвешенном веществе на один-два порядка величин выше, чем в фито- и зоопланктоне [368]. Смещение радиоактивного равновесия $^{238}\text{U} - ^{234}\text{Th}$ в воде выше в районах с большей биологической активностью. Зная K_n радиогенных изотопов тория (^{234}Th , ^{230}Th , ^{228}Th) взвешенного органического вещества, можно рассчитать по смещению радиоактивного равновесия в воде скорость удаления взвешенного органического вещества из фотического слоя океана по формуле

$$P = \frac{\lambda_T (1 - R)}{RK_n}, \quad (24)$$

где P — продукция взвешенного органического вещества, удаляемая из единицы объема фотического слоя в весовых частях на единицу объема воды (отношение массы удаляемой продукции взвешенного вещества к массе единицы объема морской воды). Например, если за единицу объема взять 1 м^3 морской воды и удаляемой продукции $0,1 \text{ г}$ сырой массы в 1 сут, то в весовых частях она будет равна 10^{-7} частей в 1 сут;

λ_T — постоянная радиоактивного распада ^{234}Th ; R — отношение радиоактивностей ^{234}Th , ^{238}U ; K_n — K_n ^{234}Th во взвешенном веществе.

Так как K_n изотопов тория в фитопланктоне и во взвешенном веществе практически одинаковы, то удаление взвешенного органического вещества из поверхностных вод может быть определено и по смещению радиоактивного равновесия $^{234}\text{U} - ^{230}\text{Th}$.

Располагая данными о сезонной или многолетней динамике удаления взвешенного органического вещества из фотического слоя морей и океанов, можно оценить по смещению радиоактивного равновесия изотопов урана и тория в морской воде интегральное воздействие загрязнений на сообщество планктонных организмов пелагиали и способность его к самоочищению биоседиментационным выносом загрязнителей из фотического слоя.

1

ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА МОРСКИЕ ОРГАНИЗМЫ

Комбинированное действие на артемию γ -облучения, температуры и солености

Благодаря высокой приспособляемости к широкому диапазону экологических факторов артемия служит удобным объектом в радиоэкологических исследованиях [204, 253, 278, 349]. Влиянию внешнего облучения на выживаемость артемии посвящены единичные работы [23, 207, 234, 253, 275, 276, 296], но в этих исследованиях применяли дозы облучения в основном на пороге летального или стерилизующего действия. В то же время существует проблема влияния малых доз [372].

Несмотря на накопление знаний о биологическом действии ионизирующего излучения, существует много неясностей в этой области. Так, исследовали воздействие γ -облучения (дозы 2,5, 5, 7,5 и 10 Гр), солености (18, 54 и 108 ‰) и температуры (15, 22, 25 и 27 °C) на выживаемость артемии, полученной из популяции оз. Джарылгач. Облучали артемию однократно на стадии науплий в облучателе «Исследователь» (источник — ^{137}Cs , мощность дозы — 2,4 Гр/мин). Культивирование проводили в течение 50 сут в термокомнате в аквариумах емкостью 1,5 л по 30—60 рачков в каждом. Суточные колебания температуры составили 1 °C. Выклев артемию происходил при задаваемых экспериментальных условиях. Кормили артемию через 1 сут культурой водоросли *Nephrochloris salina*. Результаты экспериментов (в трех повторностях каждый) сравнивали по t -критерию (уровень значимости 0,05).

Влияние γ -облучения на выживаемость артемии

Динамика пострадиационной выживаемости рачков при 15 °C (соленость 18 ‰) представлена на рис. 55. Сравнение средних данных по выживаемости контрольных и облученных рачков (табл. 71) показало, что при длительном воздействии температуры 15 °C нет статистических различий между всеми вариантами. Длительное воздействие температуры 15 °C угнетало развитие артемии, межличиночные периоды составили 5—6 сут, к 42—43-м сут только около 2 % рачков достигли ювенальной стадии. Влияние исследуемых доз на развитие артемии не обнаружено.

Выживаемость рачков, облученных дозой 10 Гр, на всех стадиях их развития ниже, чем в контроле. На 1-й стадии (1—6-е сут) выжива-

Т а б л и ц а 71. Сравнение средних данных по всей выборке выживаемости контрольных и облученных артемий при 15, 22, 25, 27 °С по t -критерию, $t_{0,05} = 2$

Доза облучения, Гр	$\bar{x}_1$	$\bar{x}_2$	S_1	S_2	n_1	n_2	$t_{расч}$
15 °С							
2,5—5,0	30,37	30,21	33,79	32,65	42	42	0,010
2,5—7,5	30,21	24,61	32,65	32,41	42	42	0,801
2,5—10,0	30,21	26,36	32,65	29,51	42	42	0,566
2,5—0,0	30,21	33,41	32,65	31,49	42	42	0,457
5,0—7,5	30,37	24,61	33,79	32,41	42	42	0,797
5,0—10,0	30,37	26,36	33,79	29,51	42	42	0,579
5,0—0,0	30,37	33,41	33,79	31,49	42	42	0,426
7,5—10,0	24,61	26,36	32,41	29,51	42	42	0,258
7,5—0,0	24,61	33,41	32,41	31,49	42	42	1,262
10,0—0,0	33,41	26,36	31,49	29,51	42	42	1,058
22 °С							
2,5—5,0	29,48	32,47	33,28	29,38	43	43	0,441
2,5—7,5	28,65	32,47	33,07	29,38	43	43	0,652
2,5—10,0	30,31	32,47	33,23	29,38	43	43	0,319
2,5—0,0	36,22	32,47	30,60	29,38	43	43	0,579
5,0—7,5	29,48	28,65	33,28	33,07	43	43	0,115
5,0—10,0	29,48	30,31	33,28	33,23	43	43	0,115
5,0—0,0	29,48	36,22	33,28	30,60	43	43	0,977
7,5—10,0	30,31	28,65	33,23	33,07	43	43	0,232
7,5—0,0	28,65	36,22	33,07	30,60	43	43	1,101
10,0—0,0	30,31	36,22	33,23	30,60	43	43	0,857
25 °С							
2,5—5,0	55,57	49,25	42,62	36,93	42	42	0,726
2,5—7,5	55,57	45,00	42,62	29,41	42	42	1,322
2,5—10,0	55,57	39,41	42,62	30,39	42	42	2,000
2,5—0,0	55,57	50,76	42,62	28,14	42	42	0,610
5,0—7,5	49,25	45,00	36,93	29,41	42	42	0,583
5,0—10,0	49,25	39,41	36,93	30,39	42	42	1,333
5,0—0,0	49,25	50,76	36,93	28,14	42	42	0,210
7,5—10,0	39,41	45,00	30,39	29,41	42	42	0,856
7,5—0,0	45,00	50,76	29,41	28,14	42	42	0,917
10,0—0,0	39,41	50,76	30,39	28,14	42	42	1,775
27 °С							
2,5—5,0	53,71	59,10	26,96	24,99	38	38	0,903
2,5—7,5	51,37	59,10	25,09	24,99	38	38	1,345
2,5—10,0	47,76	59,10	27,18	24,99	38	38	1,892
2,5—0,0	59,10	63,08	24,99	20,78	38	39	0,760
5,0—7,5	53,71	51,37	26,96	25,09	38	38	0,391
5,0—10,0	47,76	53,71	27,18	26,96	38	38	0,958
5,0—0,0	53,71	63,08	26,96	20,78	38	39	1,710
7,5—10,0	47,76	51,37	27,18	25,09	38	38	0,601
7,5—0,0	51,37	63,08	25,09	20,78	38	39	2,232
10,0—0,0	47,76	63,08	27,18	20,78	38	39	2,773

Примечание. Здесь и в табл. 72—75 $\bar{x}$ — среднее, S — дисперсия, n — число элементов в выборке, $t_{расч}$ — значение t -критерия.

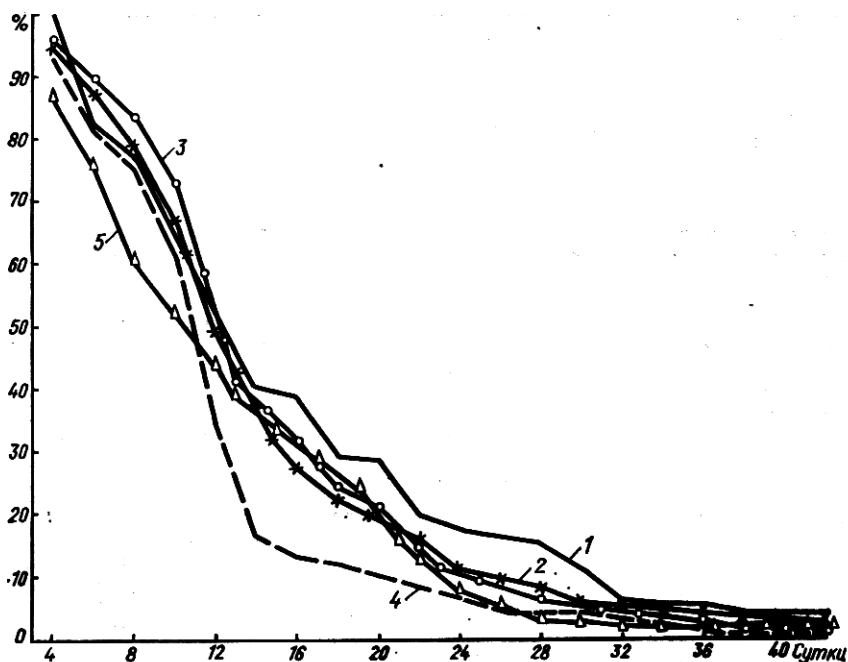


Рис. 55. Пострадиационная выживаемость артемии при 15 °C. Здесь и на рис. 56—58 1 — контроль, 2 — 2,5, 3 — 5, 4 — 7,5, 5 — 10 Гр

емость рачков, облученных дозами 2,5 и 5 Гр, выше, чем в контроле, на 2—7 %. Начиная с 5-й стадии (24—27-е сут) отмечено статистически достоверное отличие всех вариантов от контроля по выживаемости рачков (табл. 72, рис. 55).

Динамика выживаемости рачков в условиях пострадиационного культивирования при 22 °C (соленость 18 ‰) представлена на рис. 56. Сравнение средних данных по выживаемости контрольных и облученных рачков (табл. 71) показало отсутствие статистических различий между всеми вариантами.

Влияние дозы облучения на пострадиационное развитие рачков при 22 °C не обнаружено. Межлиночные периоды составили 3—4 сут (первая линька наблюдалась на 4—5-е сут), метаморфоз заканчивался на 25—26-е сут, в контроле — у 19,5 %, а при облучении дозой 2,5 Гр — у 16,2, 5 Гр — у 9,2, 7,5 Гр — у 9,7, 10 Гр — у 11,6 % рачков.

Сравнение средних данных по выживаемости по стадиям развития рачков показало, что на 1-й стадии (1—4-е) выживаемость облученных рачков ниже, чем в контроле. На 2—5-й стадиях статистических различий между вариантами облучения дозами 5, 7,5 и 10 Гр нет, но отмечена более высокая выживаемость рачков, облученных дозой 2,5 Гр по сравнению с контролем. Начиная с 6-й стадии (18—21-е сут) и до конца эксперимента варианты с облучением дозами 5, 7,5 и 10 Гр отличались от контроля. На половозрелых стадиях все варианты с

Т а б л и ц а 72. Сравнение средних данных по выживаемости контрольных и облученных артемий на отдельных стадиях развития при 15, 22, 25 и 27 °С по t -критерию, $t_{0,05} = 2,048$

Доза облучения, Гр	$\bar{x}_1$	$\bar{x}_2$	S_1	S_2	n_1	n_2	$t_{расч}$	$*t_{0,05}$
15 °С, 5-я стадия								
2,5—5,0	10,84	10,22	6,33	2,38	15	15	0,354	2,100
2,5—7,5	10,84	5,60	6,33	4,66	15	15	2,580	—
2,5—10,0	10,84	6,29	6,33	4,49	15	15	2,269	—
2,5—0,0	10,84	17,27	6,33	6,31	15	15	2,785	—
5,0—7,5	5,60	10,22	4,66	2,39	15	15	3,413	2,079
5,0—10,0	6,29	10,22	4,49	2,39	15	15	2,900	2,079
5,0—0,0	17,27	10,22	6,31	2,39	15	15	4,045	2,100
7,5—10,0	5,60	6,29	4,66	4,49	15	15	0,412	—
7,5—0,0	17,27	5,60	6,31	4,66	15	15	5,757	—
10,0—0,0	17,27	6,29	6,31	4,49	15	15	5,487	—
22 °С, 11-я стадия								
2,5—5,0	14,70	7,20	5,55	4,56	9	9	3,130	—
2,5—7,5	14,70	7,83	5,55	3,05	9	9	3,254	—
2,5—10,0	7,68	14,70	7,87	5,55	9	9	2,185	—
2,5—0,0	14,70	16,39	5,55	3,06	9	9	0,799	—
5,0—7,5	7,20	7,83	4,56	3,05	9	9	0,344	—
5,0—10,0	7,68	7,20	7,87	4,56	9	9	0,158	—
5,0—0,0	7,20	16,39	4,56	3,06	9	9	5,015	—
7,5—10,0	7,68	7,83	7,87	3,05	9	9	0,053	2,227
7,5—0,0	16,39	7,83	3,06	3,05	9	9	5,939	—
10,0—0,0	7,68	16,39	7,87	3,06	9	9	3,092	2,227
25 °С, 12-я стадия								
2,5—5,0	27,15	20,61	8,58	2,09	15	15	4,251	2,100
2,5—7,5	27,15	22,64	8,58	5,57	15	15	1,707	—
2,5—10,0	27,15	16,05	8,58	3,33	15	15	4,671	2,100
2,5—0,0	27,15	27,14	8,58	2,39	15	15	0,004	2,119
5,0—7,5	22,64	20,61	5,57	2,09	15	15	1,321	2,100
5,0—10,0	16,05	20,61	3,33	2,09	15	15	4,493	2,063
5,0—0,0	27,14	20,61	2,39	2,09	15	15	7,965	—
7,5—10,0	22,64	16,05	5,57	3,33	15	15	3,932	2,068
7,5—0,0	22,64	27,14	5,57	2,39	15	15	2,874	2,092
10,0—0,0	16,05	27,14	3,33	2,39	15	15	10,475	—
27 °С, 8-я стадия								
2,5—5,0	64,46	63,35	24,08	22,84	8	8	0,094	—
2,5—7,5	52,69	64,46	30,17	24,08	8	8	0,862	—
2,5—10,0	64,46	47,70	24,08	16,00	8	8	1,639	—
2,5—0,0	64,46	64,84	24,08	19,07	8	8	0,034	—
5,0—7,5	52,69	63,35	30,17	22,84	8	8	0,796	—
5,0—10,0	63,35	47,70	22,84	16,00	8	8	1,587	—
5,00—0,0	63,35	64,84	22,84	19,07	8	8	0,141	—
7,5—10,0	52,69	47,70	30,17	16,00	8	8	1,241	—
7,5—0,0	52,69	64,84	30,17	19,07	8	8	0,962	—
10,0—0,0	64,84	47,70	19,07	16,00	8	8	1,947	—

Примечание. Здесь и в табл. 74, 75 $*t_{0,05}$ — приближенный t -критерий; прочерк означает, что сравнение средних данных осуществляли по t -критерию.

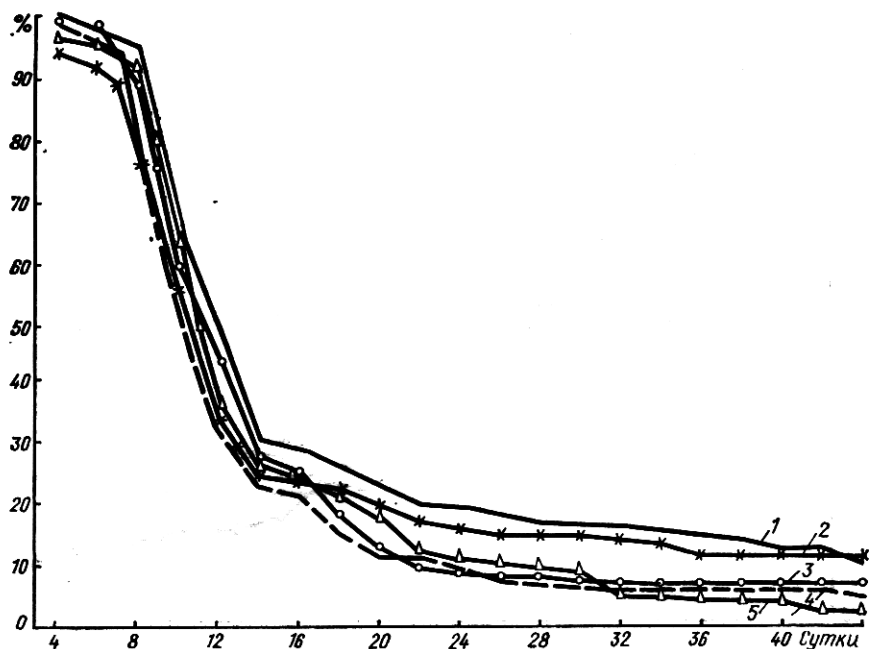


Рис. 56. Пострадиационная выживаемость артемии при 22 °С

облучением отличались от контроля. Кроме того, облучение дозой 2,5 Гр обуславливало более высокую выживаемость рачков по сравнению с дозами 5—10 Гр (табл. 72).

Динамика пострадиационной выживаемости рачков при 25 °С (соленость 18 ‰) показана на рис. 57. Средние данные по всей выборке выживаемости рачков в контроле и облученных дозой 2,5 Гр достоверно выше, чем при облучении дозой 10 Гр. Выживаемость рачков, облученных дозой 10 Гр, была достоверно ниже, чем в контроле, остальные варианты не отличались между собой (табл. 71).

Влияние дозы облучения на пострадиационное развитие рачков при 25 °С не обнаружено. Межлиночный период, как и в контроле,

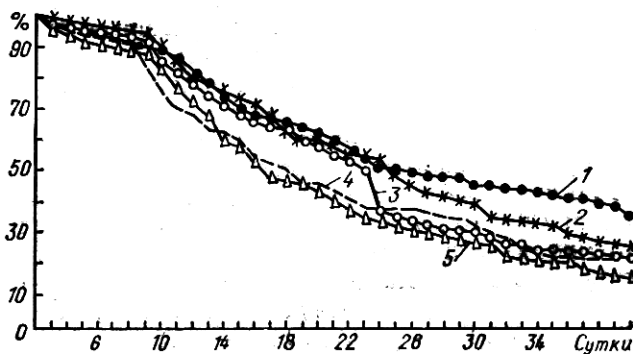


Рис. 57. Пострадиационная выживаемость артемии при 25 °С

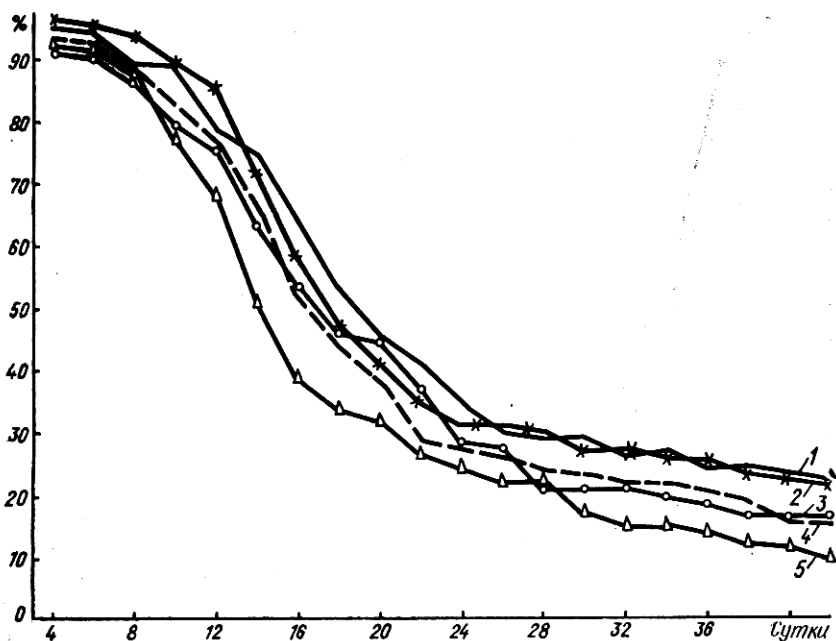


Рис. 58. Пострадиационная выживаемость артемии при 27 °C

составил 2—3 сут. Метаморфоз завершился на 20—21-е сут в контроле у 44,6 %, при облучении дозой 2,5 Гр — у 38,5, 5 Гр — у 41,6, 7,5 Гр — у 35,2 и 10 Гр — у 30,2 % рачков.

Сравнение средних данных выживаемости по стадиям развития рачков показало, что на 1-й стадии (1—3-и сут) проявляется только ингибирующий эффект дозы 10 Гр. На всех стадиях развития выживаемость рачков контрольных и облученных дозой 2,5 Гр практически одинакова. Однако на 1—4-й (1—12-е сут) и 10—12-й стадиях (26—36-е сут) выживаемость рачков, облученных дозой 2,5 Гр, выше, чем в контроле (рис. 58). С 5—7-й стадий (14—19-е сут) проявляется ингибирующий эффект облучения дозами 7,5 и 10 Гр, а при облучении дозой 5 Гр — с 9-й стадии (с 24-х сут) по сравнению с контролем. В репродуктивном возрасте все дозы облучения (кроме 2,5 Гр) резко снижали выживаемость артемии (табл. 72).

Динамика пострадикационной выживаемости артемии при 27 °C (соленость 18 ‰) показана на рис. 59. Сравнение средних данных по всей выборке выживаемости рачков (табл. 71) свидетельствует о том, что выживаемость контрольных рачков и облученных дозой 2,5 Гр практически одинакова и достоверно выше, чем при облучении дозами 7,5 и 10 Гр. Влияние облучения на пострадикационное развитие артемии не обнаружено. Межлиночный период во всех вариантах составил 2 сут. Метаморфоз завершился на 16—17-е сут, в контроле у 67,1 % рачков, при облучении дозами 2,5 Гр — у 71,7, 5 Гр — у 66,2, при 7,5 Гр — у 60,6, 10 Гр — у 55,3 %. На первых двух стадиях

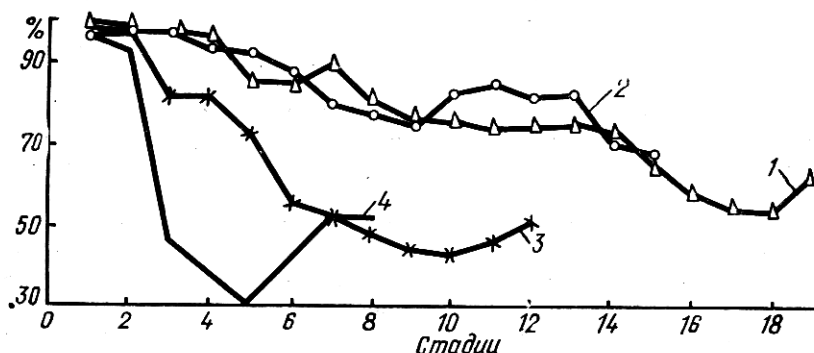


Рис. 59. Выживаемость артемий, облученных дозой 2,5 Гр, в зависимости от температуры (по отношению к контролю). Здесь и на рис. 60—62 1 — 27, 2 — 25, 3 — 22, 4 — 15 °C

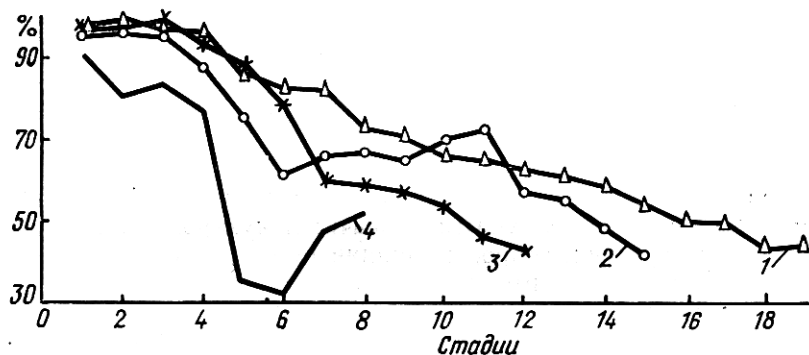


Рис. 60. Выживаемость артемий, облученных дозой 5 Гр, в зависимости от температуры (по отношению к контролю)

развития (1—6-е сут) выживаемость рачков, облученных дозой 2,5 Гр, достоверно выше (уровень значимости 0,1), чем выживаемость рачков, облученных дозами 7,5 и 10 Гр. На 3—7-й стадиях (8—16-е сут) достоверных отличий между вариантами нет. Начиная с 8-й стадии (с 18-х сут) выживаемость рачков, облученных дозой 10 Гр, ниже, чем в контроле (табл. 72). Между другими вариантами статистических различий нет. На 1—8-й и 11—13-й стадиях (рис. 58) выживаемость рачков, облученных дозой 2,5 Гр, и на 1—6-й стадиях выживаемость рачков, облученных дозой 5 Гр, на 1—6 % выше, чем в контроле (рис. 60), т. е. наблюдается определенный эффект стимуляции. В данных экспериментах влияние используемых доз облучения на длительность стадий развития и сроки полового созревания артемий не выявлено. Эти характеристики зависели от температуры среды культивирования.

Д. Энгел и Е. Дэвис [234] отмечали, что $LD_{50/25}$ для науплиев равна 4,5 Гр. Эти данные согласуются с нашими. Вместе с тем указанные авторы наблюдали стимуляцию скорости роста и полового созревания науплиев артемий при облучении в дозе 5 Гр по сравнению с

контролем. В наших экспериментах подобный эффект не проявлялся. Возможно, это связано с различием используемых рас артемии или с большими индивидуальными различиями, так как в наших экспериментах выборка рачков была в 3—6 раз больше. Стимулирующее действие γ -облучения на рост (доза 5 Гр) и продолжительность жизни (дозы 10—20 Гр) выявил Ю. А. Ивановский [52, 53], однако в его экспериментах облучались яйца артемии, что могло уменьшить повреждающее действие γ -облучения.

Определенную зависимость эффекта облучения от степени благоприятности температурного фактора для развития артемии при пострadiaционном культивировании следует учитывать в процессе оценки действия тех или иных доз облучения.

Тот факт, что пострadiaционная выживаемость артемии при температурах 15, 22, 25 и 27 °С и дозах облучения 2,5, 5 и 7,5 Гр не отличалась от контроля, свидетельствует о том, что выбранные дозы лежат на пороге малых доз для артемии. Но поскольку эффект облучения начиная с дозы 5 Гр в виде снижения выживаемости наблюдался в тот или иной период жизни артемии при разных условиях культивирования, то дозу до 5 Гр можно считать истинно малой для этого вида.

Влияние температуры на пострadiaционную выживаемость артемии

Сведения о радиоэкологической оценке температурного фактора единичны [234]. Вместе с тем, учитывая значительную роль этого фактора в биологии артемии, вопрос о влиянии температуры на пострadiaционную выживаемость артемии представляет определенный интерес.

Проведено сравнение средних значений параметров, полученных для конкретной дозы и разных температур среды при пострadiaционном культивировании. Сравнение средних данных по всей выборке (табл. 73) выживаемости облученных рачков показало, что при всех вариантах облучения (2,5, 5, 7,5 и 10 Гр) температуры 15 и 22, 25 и 27 °С оказывают практически одинаковое влияние. Однако наблюдается тенденция прямой зависимости выживаемости от температуры в контроле и при облучении. Во всех случаях выживаемость рачков увеличивалась при более высокой температуре.

Сравнение средних данных выживаемости по стадиям развития артемии свидетельствует о том, что роль температурного фактора при комбинированном воздействии γ -облучения и температуры повышается с возрастом рачков. На 1-й стадии достоверно отличается только выживаемость рачков, облученных дозой 10 Гр и культивируемых при 15 °С, от выживаемости рачков при 22, 25 и 27 °С. В условиях пострadiaционного культивирования при 27 °С на 1-й стадии выживаемость рачков, облученных дозой 2,5 Гр, выше, чем в контроле, и достоверно отличается от выживаемости рачков, облученных дозами 7,5 и 10 Гр (при уровне значимости 0,1). Остальные варианты между собой не отличаются. Особенно четко как в контроле, так и при всех дозах облучения прямая зависимость выживаемости рачков от температуры среды наблюдается на 3-й стадии — наиболее чувствительной

Таблица 73. Сравнение средних данных по всей выборке выживаемости контрольных и облученных артемий в зависимости от температуры по t -критерию, $t_{0,05} = 2$

Доза облучения, Гр	Температура, °C	$\bar{x}_1$	$\bar{x}_2$	S_1	S_2	n_1	n_2	$t_{расч}$
0	15—22	83,41	36,22	81,49	20,61	42	43	0,594
	15—25	33,41	50,76	31,49	28,14	42	43	2,662
	15—27	33,41	63,08	31,49	20,78	42	39	5,037
	22—25	36,22	50,76	30,61	28,14	43	42	2,278
	22—27	36,22	63,08	30,61	20,78	43	39	4,685
	25—27	50,76	63,08	28,14	20,78	42	39	2,252
2,5	15—22	30,21	32,47	32,64	29,38	42	43	0,335
	15—25	55,57	30,21	42,62	32,65	42	42	3,061
	15—27	30,21	59,10	32,65	24,99	42	38	4,467
	22—25	55,57	32,47	42,62	29,38	42	43	2,902
	22—27	32,47	59,10	29,38	24,99	43	38	4,363
	25—27	55,57	59,10	42,62	24,99	42	38	0,456
5,0	15—22	30,37	29,48	33,79	32,28	42	43	0,122
	15—25	49,25	30,37	36,93	33,79	42	42	2,444
	15—27	30,37	53,71	33,79	26,96	42	38	3,391
	22—25	42,25	29,48	36,93	33,28	42	43	1,675
	22—27	29,48	53,71	33,28	26,96	43	38	3,569
	25—27	49,25	53,71	36,93	26,96	42	38	0,620
7,5	15—22	28,65	24,61	33,08	32,41	43	42	0,568
	15—25	24,61	45,00	32,41	29,41	42	42	4,470
	15—27	24,61	51,37	32,41	25,09	42	38	4,080
	22—25	28,65	45,00	33,08	29,41	43	42	2,406
	22—27	28,65	51,37	33,08	25,09	43	38	3,505
	25—27	45,00	51,37	29,41	25,09	42	38	1,036
10,0	15—22	30,31	26,36	33,23	29,51	43	42	0,579
	15—25	39,41	26,36	30,39	29,51	43	42	2,007
	15—27	26,36	47,76	29,51	27,18	42	38	3,362
	22—25	30,31	39,41	33,23	30,39	43	42	1,316
	22—27	30,31	47,76	33,23	27,18	43	38	2,565
	25—27	39,41	47,76	30,39	27,18	42	38	1,289

к факторам среды (табл. 74). Для одной и той же дозы нет отличий в выживаемости рачков, культивируемых при 25 и 27 °C. Остальные варианты достоверно отличаются друг от друга. В дальнейшем эффект температуры усиливается. В репродуктивном возрасте практически одинакова лишь выживаемость рачков, облученных дозами 7,5 Гр при 25 и 27 °C, все остальные варианты, включая контроль, достоверно отличаются друг от друга.

При анализе пострадиационной выживаемости по стадиям развития артемии по отношению к контролю проявляется, кроме того, зависимость эффекта одной и той же дозы от температуры среды (рис. 58, 60—62). Феномен усиления радиочувствительности с повышением температуры отмечен и другими авторами [234].

В условиях пострадиационного культивирования при 15 °C стимулирующий эффект доз 2,5 и 5 Гр (выживаемость равна или выше, чем в контроле) проявляется только на 1—2-й стадиях, а с 3-й стадии начинается снижение жизнеспособности рачков. При 22 °C этот эффект проявляется на 1—5-й стадиях, при 25 и 27 °C (доза 2,5 Гр)—до репро-

Т а б л и ц а 74. Сравнение средних данных по выживаемости контрольных и облученных артемий в зависимости от температуры по *t*-критерию на 3-й стадии развития

Доза облучения, Гр	Температура, °C	$\bar{x}_1$	$\bar{x}_2$	S_1	S_2	n_1	n_2	$*t_{0,05}$	'расч
0	15—22	65,02	42,60	14,64	11,38	9	15	2,074	4,199
	15—25	42,60	89,19	11,38	10,68	15	9	2,074	9,932
	15—27	42,60	92,13	11,38	10,88	15	8	2,080	10,089
	22—25	65,02	89,19	14,64	10,68	9	9	2,120	4,001
	22—27	65,02	92,13	14,64	10,88	9	8	2,131	4,284
	25—27	92,13	89,19	10,88	10,68	8	9	2,131	0,562
2,5	15—22	55,71	37,13	12,72	10,62	9	15	2,074	3,855
	15—25	37,13	94,01	10,62	5,32	15	9	*2,074	17,418
	15—27	37,13	95,00	10,62	3,61	15	8	*2,093	19,134
	22—25	55,71	94,01	12,72	5,32	9	9	*2,201	8,333
	22—27	55,71	95,00	12,72	3,61	9	8	*2,228	8,872
	25—27	94,01	95,00	5,32	3,61	9	8	2,131	0,443
5,0	15—22	40,21	58,61	14,76	12,54	15	9	2,074	3,118
	15—25	40,21	84,82	14,76	6,10	15	9	*2,086	10,325
	15—27	40,21	93,26	14,76	6,73	15	8	*2,080	11,804
	22—25	58,61	84,82	12,54	6,10	9	9	*2,179	5,639
	22—27	58,61	93,26	12,54	6,73	9	8	2,131	6,959
	25—27	93,26	84,82	6,73	6,10	8	9	2,131	2,712
7,5	15—22	53,58	20,31	14,51	9,81	9	15	2,074	6,721
	15—25	20,31	87,43	9,81	5,66	15	9	2,074	18,637
	15—27	20,31	90,65	9,81	7,41	15	8	2,080	17,686
	22—25	53,58	87,43	14,51	5,66	9	9	*2,228	6,521
	22—27	53,58	90,65	14,51	7,41	9	8	*2,179	6,750
	25—27	90,65	87,43	7,41	5,66	8	9	2,131	1,013
10,0	15—22	64,39	36,99	14,81	13,18	9	15	2,074	4,710
	15—25	36,99	86,06	13,18	10,04	15	9	2,074	9,593
	15—27	36,99	89,80	13,18	8,36	15	8	2,080	10,228
	22—25	64,39	86,06	14,81	10,04	9	9	2,120	3,633
	22—27	64,39	89,80	14,81	8,36	9	8	2,131	4,274
	25—27	86,06	89,80	10,04	8,36	9	8	2,131	0,828

дуктивного возраста. Облучение дозой 5 Гр стимулирует выживаемость артемий в условиях пострадиационного культивирования при 25 и 27 °C в течение метаморфоза, а в период полового созревания начиная с 9-й стадии проявляется ингибирующий эффект облучения. Выживаемость рачков, облученных дозой 7,5 Гр, не отличалась от контроля при 15 и 22 °C на 1—2-й стадиях, при 25 и 27 °C — на 1—4-й стадиях; выживаемость рачков, облученных дозой 10 Гр при 22, 25 и 27 °C, достоверно не отличалась от контроля на 1—4-й стадиях, хотя была ниже.

Таким образом, при пострадиационном культивировании в диапазоне неблагоприятных для развития артемий температур (15—22 °C) усиливается угнетающее воздействие облучения дозами, оказывающими стимулирующий эффект в оптимальных условиях. Зависимость эффекта дозы облучения от температуры среды при пострадиационном ее культивировании следует учитывать при оценке действия конкретных доз на биологические характеристики организмов.

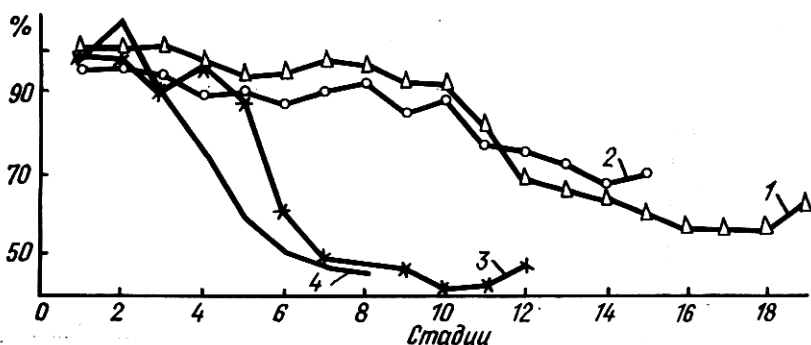


Рис. 61. Выживаемость артемий, облученных дозой 7,5 Гр, в зависимости от температуры (по отношению к контролю)

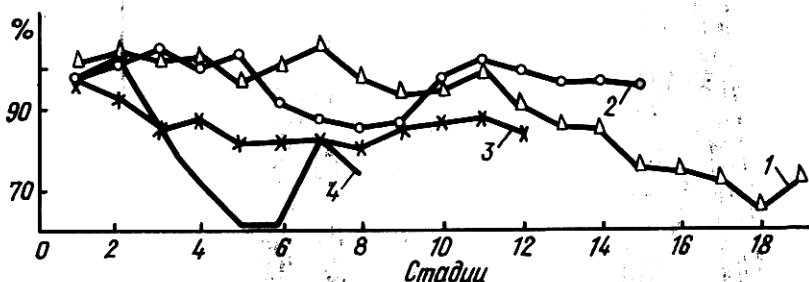


Рис. 62. Выживаемость артемий, облученных дозой 10 Гр, в зависимости от температуры (по отношению к контролю)

Динамика смертности рачков в зависимости от дозы облучения в условиях пострadiaционного культивирования при 15 °С представлена на рис. 63. Смертность определяли по разнице процента рачков, доживших до последующей стадии по сравнению с предыдущей. На 1-й стадии развития в контроле погибло около 4 % рачков, при облучении дозами 2,5 и 5 Гр — 5—6, 7,5 Гр — около 8 и 10 Гр — около 13 %. В условиях пострadiaционного культивирования рачков при 15 °С наблюдается прямая зависимость смертности рачков от дозы облучения. Кривые смертности имеют один большой пик, максимальные значения смертности, наблюдаемые на 2-й стадии развития артемий, также связаны с величиной дозы. 50 % рачков в контроле и при облучении в дозе 2,5 Гр погибло в начале 3-й стадии, и при облучении дозами 5, 7,5 и 10 Гр — в конце 2-й стадии.

Кривые смертности при 22 °С (рис. 64) имеют один большой и два снижающихся пика. На 1-й стадии нет четкой зависимости от дозы облучения. Максимальную гибель рачков, облученных дозами 2,5 Гр (34,6), 5 Гр (36,5), 7,5 Гр (42,2 %), наблюдали на 3-й стадии. Максимальную смертность у контрольных (32,5 %) и облученных дозой 10 Гр (33,6 %) рачков отметили на 4-й стадии. Во всех вариантах 50 % рачков погибло на 3-й стадии (10—11-е сут).

Рис. 63. Динамика пострадиационной смертности артемии при 15 °С. Здесь и на рис. 64—66 1 — контроль, 2 — 2,5, 3 — 5, 4 — 7,5, 5 — 10 Гр

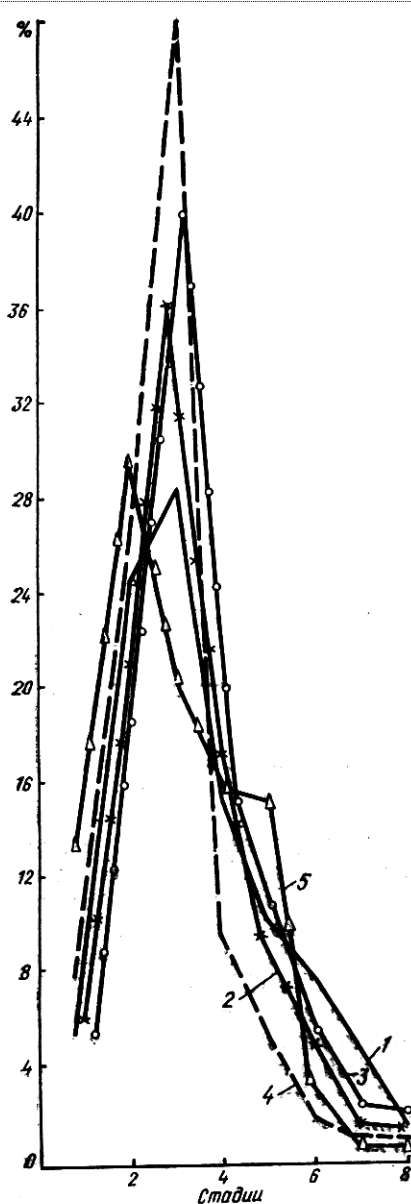
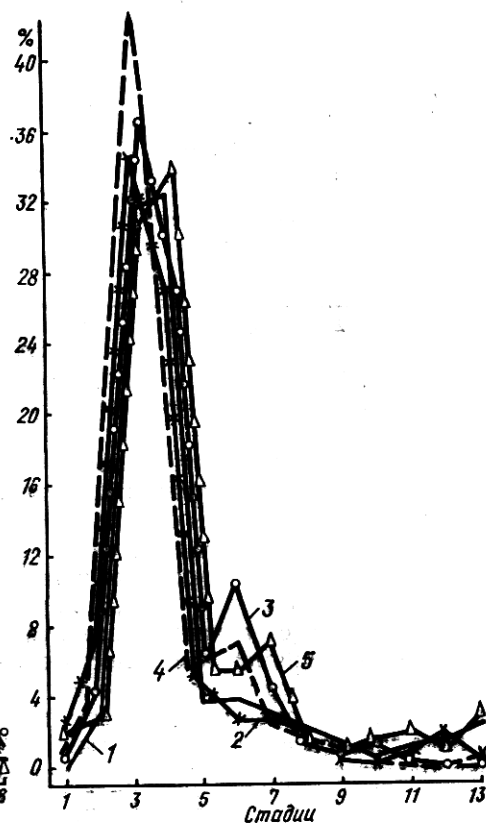


Рис. 64. Динамика пострадиационной смертности артемии при 22 °С



Динамика смертности рачков в зависимости от дозы облучения в условиях культивирования при 25 °С показана на рис. 65. Кривые смертности имеют два-три пика. На 1-й стадии развития рачков нет четкой зависимости смертности от дозы. Максимальную смертность наблюдали в контроле на 7-й (12,7), при облучении дозой 2,5 Гр — на 6-й (19,3), 5 Гр — на 6-й (10,8), 7,5 Гр — на 7-й (15,2), 10 Гр — на 5-й

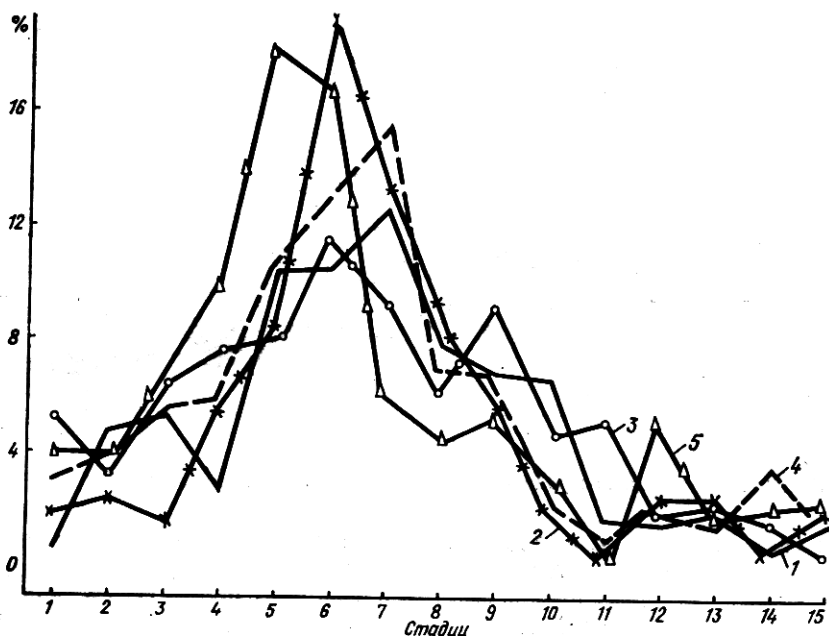


Рис. 65. Динамика пострадиационной смертности артемии при 25 °C

стадиях (18,2 %). Ингибирующий эффект действия облучения на выживаемость и увеличение противоположного параметра — смертности — наиболее четко проявляются при 25 °C на 5—6-й стадиях. 50 % рачков в контроле и при облучении дозами 2,5 и 5 Гр погибло на 7-й стадии (окончание метаморфоза), при облучении дозами 7,5 Гр — на 6-й, 10 Гр — на 5-й стадиях. При 25 °C проявляется зависимость от дозы начиная с 7,5 Гр.

Кривые смертности при 27 °C (рис. 66) артемии имеют четыре-пять убывающих пиков. Некоторая зависимость гибели рачков от дозы облучения проявляется уже на 1-й стадии развития: в контроле погибает 3,1 %, при облучении дозами 2,5 Гр — 1,3, 5 Гр — 3,1, 7,5 Гр — 4, 10 Гр — 4,3 % рачков. На 3-й стадии происходит общее снижение смертности рачков. Максимальную смертность наблюдали в контроле на 6-й стадии (8,6 %), в вариантах с облучением — на 5-й стадии: 2,5 Гр — 8,8, 5 Гр — 8,7 (первый пик), 7,5 Гр — 14,7, 10 Гр — 12,4 %. 50 % рачков погибли в контроле и при облучении дозами 2,5 Гр на 11-й (репродуктивный возраст), 5 Гр — на 10-й (созревание половых продуктов), 7,5 Гр — на 8-й (конец метаморфоза), 10 Гр — на 7-й стадиях. Таким образом, проявляется определенная зависимость пострадиационной смертности артемии от дозы облучения. Однако анализ динамики смертности показывает, что в большей степени, чем доза облучения (в пределах до 10 Гр), на характер смертности артемии влияет температурный фактор. При 15 и 22 °C кривые имеют одновершинный вид, при 25 и 27 °C высота пиков снижается, число

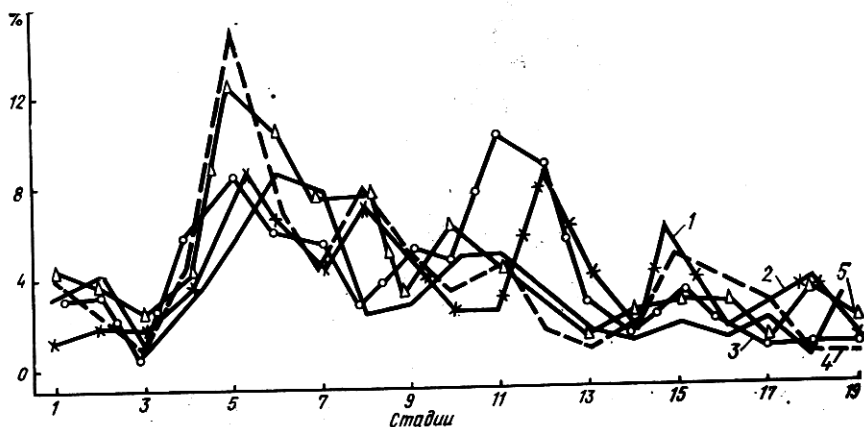


Рис. 66. Динамика пострadiaционной смертности артемии при 27 °C

их увеличивается, т. е. в диапазоне благоприятных температур смертность рачков сохраняется на более постоянном уровне, чем при низких температурах. Время максимальной гибели рачков также зависит от температуры: на 2-й стадии при 15° и на 5—6-й — при 25 и 27 °C. Высота пиков (гибель рачков, выраженная в процентах) определенным образом зависит как от температуры, так и от дозы облучения. Более четко эта зависимость проявляется в оптимальном диапазоне темпера-

тур — 25—27 °C. Наблюдалась зависимость времени 50 %-ной гибели рачков от температуры среды культивирования. При температуре 15 и 22 °C 50 % рачков погибало в течение первых двух-трех стадий, при температуре 25 °C — в течение 5—7-й, при 27 °C — на 7—11-й стадиях.

При анализе данных о пострadiaционной выживаемости артемии в зависимости от солености (рис. 67) видно, что различия в солености не оказывали существенного влияния на выживаемость облученных рачков (табл. 75).

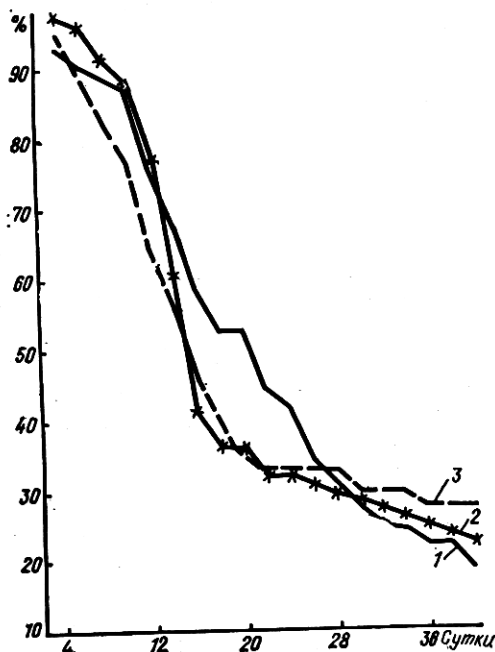


Рис. 67. Пострadiaционная выживаемость артемии в зависимости от солености:

1 — 18, 2 — 54, 3 — 108 ‰

Т а б л и ц а 75. Влияние солёности на выживаемость облученных артемий, комбинированного действия солёности и облучения на выживаемость артемий по отношению к контролю на 3-й и 12-й стадиях развития (средние данные выживаемости по t -критерию, $t_{0,05} = 2,145$)

Условия проведения эксперимента	$\bar{x}_1$	$\bar{x}_2$	S_1	S_2	n_1	n_2	$t_{расч}$	$t_{0,05}$
3-я стадия								
18—54 ‰	91,35	89,64	5,957	3,054	8	8	0,722	2,200
18—108 ‰	84,16	89,64	9,373	3,054	8	8	1,572	2,261
54—108 ‰	84,16	91,35	9,373	5,957	8	8	1,831	—
18—18 ‰ + 10 Гр	95,18	89,64	3,605	3,054	8	8	3,316	—
54—54 ‰ + 10 Гр	91,35	97,38	5,957	3,492	8	8	2,469	—
108—108 ‰ + 10 Гр	84,16	95,66	9,373	4,684	8	8	3,104	2,227
12-я стадия								
18—54 ‰	37,39	31,02	14,71	11,12	8	8	0,977	—
18—108 ‰	37,39	32,70	14,71	10,73	8	8	0,728	—
54—108 ‰	31,02	32,70	11,12	10,73	8	8	0,307	—
18—18 ‰ + 10 Гр	37,39	54,16	14,71	10,09	8	8	2,659	—
54—54 ‰ + 10 Гр	31,02	51,35	11,12	2,08	8	8	5,081	2,305
108—108 ‰ + 10 Гр	38,85	32,70	12,93	10,73	8	8	1,035	—

Однако во время последней метанауплиальной (8-я) и ювенальной стадий отмечена достоверно более высокая выживаемость рачков при 18 ‰, хотя впоследствии в репродуктивном возрасте эти различия сглаживаются и выживаемость рачков становится практически одинаковой.

На рис. 68—70 представлена динамика выживаемости артемий при комбинированном воздействии γ -облучения (10 Гр) и солёности (18, 54 и 108 ‰). Контролем служила выживаемость необлученных рачков, культивируемых при той же солёности среды. Начиная с 3-й стадии метаморфоза пострадиационная выживаемость рачков при комбинированном воздействии факторов достоверно ниже, чем в контроле (табл. 75). Отмечен интересный факт: при солёности 108 ‰ выживаемость облученных рачков после окончания метаморфоза стала практически такой, как в контроле (рис. 70, табл. 75). Можно предположить, что поскольку в контроле наблюдалось снижение выживаемости рачков при данной солёности (108 ‰) по сравнению с 18 и 54 ‰ (после окончания метаморфоза), то, вероятно, при комбинированном воздействии на половозрелых стадиях солёность 108 ‰ сглаживает эффект облучения.

Таким образом, можно сделать следующие выводы:

Выявлена зависимость эффекта облучения от температуры среды культивирования артемий. В диапазонах, неблагоприятных для развития температур, стимулирующий эффект малых доз γ -облучения проявляется слабее. Это следует учитывать при оценке действия доз.

С возрастом рачков усиливается прямая зависимость от температуры

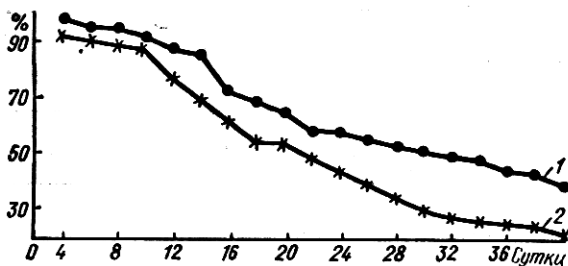


Рис. 68. Динамика выживаемости артемии при комбинированном воздействии облучения дозой 10 Гр и солёности 18 ‰: 1 — 18 ‰, 2 — 18 ‰ + 10 Гр

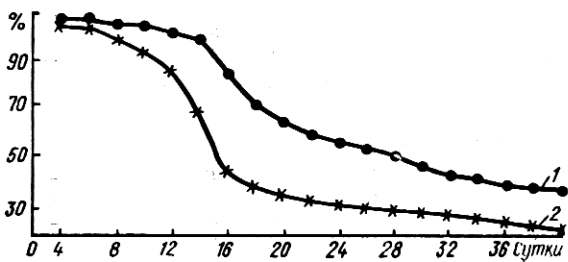


Рис. 69. Динамика выживаемости артемии при комбинированном воздействии облучения дозой 10 Гр и солёности 54 ‰: 1 — 54 ‰, 2 — 54 ‰ + 10 Гр

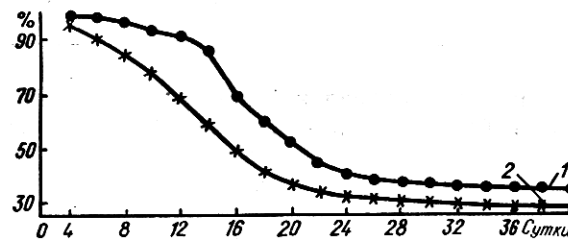


Рис. 70. Динамика выживаемости артемии при комбинированном воздействии облучения дозой 10 Гр и солёности 108 ‰: 1 — 108 ‰, 2 — 108 ‰ + 10 Гр

и обратная от дозы облучения выживаемости рачков по отношению к контролю.

В большей степени, чем доза облучения (в пределах до 10 Гр), температурный фактор влияет на характер динамики смертности артемии. При 15 и 22 °С кривые имеют одновершинный вид, при 25 и 27 °С высота пиков снижается, число их увеличивается, т. е. в диапазоне благоприятных для жизнедеятельности артемии температур смертность артемии сохраняется на более постоянном уровне, чем при низких температурах.

Дозы γ -облучения 2,5 и 5 Гр оказывали стимулирующее действие на выживаемость артемии. Облучение дозой 10 Гр уже на 1-й стадии развития артемии независимо от температуры среды в диапазоне 15—27 °С снижает выживаемость рачков по сравнению с контролем.

Кроме того, в экспериментах по изучению комбинированного действия гамма-облучения и солёности (18, 54, 108 ‰) не выявлено статистически достоверных различий во влиянии указанных характеристик солёности на выживаемость как контрольных, так и облученных рачков.

Тот факт, что при сравнении общих выборок пострадиационная выживаемость артемии в условиях разных температур и доз облучения 2,5—7,5 Гр не отличалась от контроля, свидетельствует о том, что выбранные дозы лежат на пороге малых доз для артемии. Однако поскольку эффект облучения начиная с дозы 5 Гр в виде снижения выживаемости наблюдался в тот или иной период жизни артемии при разных условиях культивирования, то истинно малыми дозами для этого вида можно считать дозы до 5 Гр.

Действие γ -облучения на накопительную способность черноморской бурой водоросли цистозир

Изучение механизмов поступления радионуклидов металлов ^{90}Sr , ^{65}Zn , ^{60}Co , ^{54}Mn в морские бурые водоросли проводится в связи со способностью этих организмов накапливать ряд химических элементов и их радиоактивные аналоги из морской воды до концентраций, во много раз превышающих таковые в среде [120]. Эти исследования получили дальнейшее развитие при определении роли некоторых компонентов клеток бурых водорослей в процессах концентрирования ими радионуклидов [11, 71, 72, 187].

В литературе известно много работ, в которых рассмотрено действие γ -облучения на живые организмы. Большинство из них выполнено на животных, гораздо меньше — на растениях. Среди последних сравнительно немного исследований, посвященных влиянию этого физического фактора на морские организмы, в частности водоросли, что объясняется, очевидно, трудностями содержания и культивирования их в лабораторных условиях. Однако проведение таких работ важно в связи с необходимостью учета возможного загрязнения среды обитания γ -излучателями.

Настоящее сообщение является продолжением наших исследований по изучению механизмов концентрирования химических элементов цистозирой [187] с учетом действия внешнего γ -облучения на эти процессы. Мы определили K_d радионуклидов ^{90}Sr , ^{65}Zn , ^{60}Co и ^{54}Mn черноморской бурой водорослью *C. barbata* при наличии внешнего γ -облучения и распределение этих элементов в ее биохимических компонентах.

Облучение проводили в облучателе ЛМБ- γ -ИМ мощностью дозы 40 Гр/мин. Талломы цистозир одного размера помещали в стеклянные стаканы объемом 100 мл, облучали дозами 7, 27, 87 и 407 Гр и переносили в кристаллизаторы с фильтрованной морской водой и внесенным в нее радионуклидом. Эксперименты выполняли в трех повторностях. Контроль находился в аналогичных условиях. Через 1, 2, 4, 8, 16 сут производили отбор талломов с целью определения в них содержания радионуклидов и дальнейшей обработки для получения ряда биохимических компонентов. Радионуклиды вносили в морскую воду в виде хлористых соединений в таких количествах, чтобы концентрация их в растворе составила 10^{-5} Ки/л.

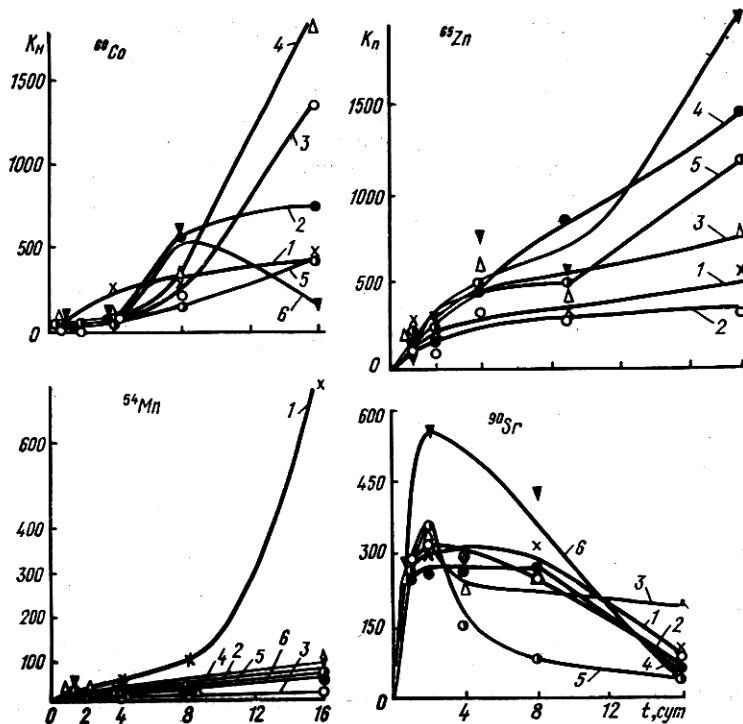


Рис. 71. Накопление ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{90}Sr контрольными (1) и облученными (разными дозами) γ -лучами талломами цистозир: 2 — 7, 3 — 27, 4 — 47, 5 — 87, 6 — 407 Гр

Для определения ^{90}Sr воду объемом 1 мл наливали в алюминиевые тарелки и высушивали под инфракрасной лампой. Талломы водоросли ополаскивали в морской воде, не содержащей радионуклид, и сушили в сушильном шкафу при 60°C . После достижения постоянной массы готовили навески, не превышающие 10 мг. Активность проб измеряли на установке Б-4 с торцовым счетчиком СБТ-13 в свинцовой защите и пересчетным прибором ПП-16. Определение содержания радионуклида проводили после достижения равновесия между ^{90}Sr и дочерним ^{90}Y .

Для определения ^{65}Zn , ^{60}Co и ^{54}Mn талломы водорослей ополаскивали в чистой морской воде (без радионуклида), снимали излишки влаги с помощью фильтровальной бумаги, взвешивали и помещали в стеклянные бюксы с притертой пробкой; в аналогичные бюксы вносили воду объемом 1 мл. Активность проб талломов цистозир и воды измеряли на установке ААДО-1 с датчиком УСД-1 (кристалл NaI/Tl размером 40×40 мм, ФЭУ-13). Обработку талломов водорослей для выделения из них биохимических компонентов проводили по описанной ранее методике.

Результаты экспериментов по накоплению ^{90}Sr , ^{54}Mn , ^{60}Co и ^{65}Zn цистозирой представлены на рис. 71, а данные о распределении этих

Т а б л и ц а 76. Распределение ^{60}Co , ^{65}Zn и ^{54}Mn в биохимических компонентах *C. barbata* (в % на 1 г водоросли)

Доза облучения, Гр	Маннит	Альгиновые кислоты	Фукоидан + белки	Клетчатка
К о б а л ь т - 60				
Контроль	Не обнаружен	32,4	58,0	0,5
87	1,0	61,5	32,7	0,3
407	1,3	69,5	27,0	0,3
Ц и н к - 65				
Контроль	3,1	15,6	54,9	Не обнаружена
87	11,7	39,0	40,9	0,5
407	16,0	33,0	51,6	0,2
М а р г а н е ц - 54				
Контроль	6,7	27,7	43,0	Не обнаружена
87	5,5	23,2	54,6	2,0
407	2,1	13,3	75,6	1,4

радионуклидов в ее биохимических компонентах — в табл. 76. Облучение цистозир γ -лучами дозами 7, 27, 47, 87 и 407 Гр вызывает изменение ее способности накапливать исследуемые элементы по сравнению с контролем.

Сравнение кривых кинетики накопления ^{60}Co (рис. 71) позволяет отметить некоторое угнетение поглощения радиокобальта талломами водоросли, подвергшимся γ -облучению, в первые 4 сут эксперимента. Такая тенденция прослеживается для всех применяемых доз. Однако на 8-е и особенно на 16-е сутки опыта наблюдается увеличение поступления ^{60}Co в облученные талломы цистозир (дозы 7, 27 и 47 Гр). Более высокие дозы облучения (87 и 407 Гр) угнетают этот процесс. Сопоставление полученных материалов по накоплению радиокобальта целыми талломами водоросли с данными о распределении ^{60}Co в ее биохимических компонентах показало, что основная роль в поглощении этого элемента цистозирой отводится фракции, в которую входят фукоидан и белки (табл. 76). Облучение вызывает перераспределение радиокобальта, при этом увеличивается почти в 2 раза его содержание в альгиновой кислоте и уменьшается почти во столько же раз во фракции фукоидан + белки (сравниваются доза облучения 407 Гр и контроль).

Кривые кинетики накопления ^{65}Zn (рис. 71) облученными образцами водоросли располагаются выше кривой, построенной по данным контрольного варианта. На 16-е сутки это различие становится особенно ощутимым: K_n ^{65}Zn достигают 750, 1469, 1175 и 2075 ед. против 521 ед. в контроле. Исключение составляет зависимость распределения K_n радиоцинка в талломах от дозы 7 Гр. Распределение этого радионуклида в биохимических компонентах цистозир (табл. 76) показывает, что ~50 % его связано с фракцией, в которую входят фукоидан и белки. Облучение дозой 87 Гр вызывает уменьшение содержания

^{65}Zn в этой фракции на 10 %, в то же время происходит увеличение его более чем в 2 раза в альгиновой кислоте и более чем в 3 раза — в манните. Сравнение контроля и вариантов с облучением дозой 407 Гр показывает, что еще больше увеличивается содержание радиоцинка в манните, немного уменьшается по отношению к дозе 87 Гр в альгиновой кислоте и находится почти на уровне контрольного определения во фракции фукоидан + белки. Сопоставление данных о распределении ^{65}Zn в биохимических компонентах цистозеры и накоплении этого радионуклида целыми талломами позволяет предположить, что, несмотря на большой вклад фракции фукоидан + белки (~ 50 %) в общее содержание радиоцинка в цистозере, все же основную роль в регулировании поступления его в водоросль следует отнести альгиновой кислоте, ее солям — альгинатам и манниту.

Облучение цистозеры вызывает угнетение процессов, протекающих в водоросли и отвечающих за поступление в нее радиомарганца. Различие в K_n ^{54}Mn в облученных и контрольных талломах наиболее ощутимо к 16-м суткам эксперимента (рис. 71): 34, 59, 62, 80, 142 ед. против 750 ед. в контроле. Данные о распределении ^{54}Mn в биохимических компонентах цистозеры (табл. 76) позволяют установить определенную связь между изменением K_n этого радионуклида в целых талломах и концентрацией его в веществах, которые являются основными составными элементами структуры *C. barbata*. Так, при всех дозах облучения наблюдается четкое отличие кривых кинетики накопления ^{54}Mn от таковой в контроле. Облучение вызывает уменьшение содержания радиомарганца в альгиновой кислоте (с 27,7 до 13,3 %), манните (с 6,7 до 2,1 %) и увеличение вклада фракции фукоидан + белки в общее содержание его в водоросли (с 43 % в контроле до 75,6 % при дозе 407 Гр).

Данные о накоплении ^{90}Sr показали (рис. 71), что как в контроле, так и в облученных талломах K_n не намного отличаются, за исключением кривой накопления ^{90}Sr талломами, облученными дозой 87 Гр. Анализ содержания радиостронция в полисахаридах цистозеры не проведен. Возможно, стронций связывается такими структурами, которые устойчивы к внешним воздействиям. В первую очередь это должны быть альгиновые кислоты и альгинаты, очень устойчивые к действию кислот, температуры, давления и мало подверженные гидролизу [208, 262, 263].

Из литературных данных известно [78], что предварительное облучение растений по-разному влияет на накопление ими ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{144}Ce . Опыты проводили с пресноводными высшими растениями — ряской, элодеей и роголистником. Автор наблюдал резкое снижение накопления ^{137}Cs , слабое — ^{90}Sr и предположил, что это, возможно, объясняется нарушением обмена К и Са, аналогами которых являются цезий и стронций.

В наших экспериментах наблюдалось слабое изменение содержания ^{90}Sr в облученных и контрольных талломах. Очевидно, это можно объяснить нарушением обмена кальция в клетках и восполнением «недостающего» кальция его аналогом — стронцием.

Наблюдаемое увеличение концентрации радионуклидов цинка

и кобальта после предварительного облучения может быть связано с изменением проницаемости мембран и направленности процессов накопления этих элементов в сторону сорбции. Таким образом, поступление этих радионуклидов меньше связано с течением процессов жизнедеятельности. Однако этого нельзя сказать о марганце. Накопление данного элемента, вероятно, больше зависит от названных процессов.

**Действие γ -облучения
на ряд одноклеточных водорослей и влияние
полисахарида природного происхождения
на их выживаемость**

При изучении радиочувствительности морских растений важно учитывать особенности среды обитания и их свойство обмениваться внешними метаболитами. Так, в зарослевых биоценозах макрофитов выделяется значительное количество растворенных в воде органических соединений (10—25 мг/л в прибрежных водах и выше 25 мг/л — у поверхности раздела фаз вода — воздух [177]). Состав соединений, поступающих в воду в результате прижизненных выделений макрофитов и лизиса их тканей, весьма разнообразен. Значительная часть растворенных органических веществ в морской воде приходится на долю углеводов. Основная форма, в которой они могут накапливаться в растительных и животных организмах, — высокомолекулярные полисахариды и в гораздо меньшей степени — олигосахариды и моносахара [12].

В число полисахаридов, выделяемых морскими бурыми водорослями в окружающую среду, входят, в частности, альгиновая кислота и ее соли — альгинаты, составные элементы структуры стенок этих растений и их межклеточного вещества [12, 203, 262].

Альгиновая кислота — полисахарид, состоящий из блоков, в которых чередуются остатки *l*-гулуриновой и *d*-маннуриновой кислот, связанные между собой атомами углерода 1,4 связями. Блоки разделяются зонами, последовательность остатков уроновых кислот в которых отлична от таковой в блоках. А. Хауг и Б. Ларсен [263] предполагают более частое чередование мономеров в этих зонах, считая, что участки с упорядоченной структурой, так называемые кристаллические блоки, и «аморфные» зоны с менее упорядоченным распределением мономеров обладают различной способностью гидролизироваться: скорость гидролиза первых значительно ниже, чем вторых.

Макромолекула альгината, выделенного из разных видов морских бурых водорослей, характеризуется различным распределением мономеров вдоль ее цепи, что определяет свойства этого полисахарида [263]. Известно, что альгинаты очень устойчивы к действию кислот, давления, температуры [262]. Эти вещества по ионообменным свойствам относятся к катионообменникам, способным избирательно извлекать из растворов стронций, дискриминируя свой аналог — кальций, использовались ранее в медицине для выведения ^{90}Sr и ^{89}Sr из организма, попавших в последний с пищей или водой [230, 266, 374]. Поэтому при поиске естественных защитных веществ интересно опре-

делить прежде всего наличие или отсутствие модифицирующего воздействия добавок альгинатов к среде на радиочувствительность одноклеточных водорослей *Diatomea* и *Dinoflagellata* — типичных представителей прибрежных сообществ Черного моря.

Известно, что ряд полисахаридов обладает выраженным противолучевым действием. Большинство исследований выполнено с бактериальными, в меньшей степени — с растительными и тканевыми полисахаридами. В. Д. Рогозкин с соавт. [141] установили, что дрожжевые полисахариды типа маннанов, выделенные из организмов родов *Rodotorula* и *Cryptococcus*, проявляют радиозащитные свойства при острой лучевой болезни у мышей. Противолучевое действие маннанов в определенной мере связано с их способностью благоприятно влиять на кроветворную систему [141].

Сахароза, как фактор, стабилизирующий мембрану, повышает выживаемость облученных γ -квантами клеток штамма *E. coli* B₂₁ до уровня выживаемости штамма *E. coli* B, а в сочетании с хлораминфениколом — до уровня выживаемости резистентного штамма *E. coli* B/r [96]. Фруктоза, добавленная в большой концентрации (до 55 %) к питательной среде, в которой выращивали и облучали дрожжи, резко увеличивает выживаемость клеток по сравнению с контролем [37].

Выбор объектов в наших исследованиях связан с возможностью культивирования черноморских диатомовых и динофлагеллят в лабораторных условиях, а также с быстротой их размножения, следовательно, возможностью наблюдения в течение эксперимента нескольких поколений клеток водорослей. Выбор альгинатов в качестве добавок к среде культивирования одноклеточных организмов обусловлен рядом выше отмеченных свойств этих полисахаридов и их присутствием в морской воде как составных элементов растворенного органического вещества (РОВ) прибрежных биоценозов [178].

При постановке экспериментов мы столкнулись с вопросом о роли физиологического состояния растений при изучении реакции их на облучение. Известно, что существует зависимость чувствительности растительных организмов к действию ионизирующих излучений от их функционального состояния во время облучения [14, 24, 85, 86]. Обнаружена значительная разница в радиорезистентности покоящихся и делящихся клеток. С увеличением интенсивности обменных процессов и с приближением клеток к делению радиочувствительность их сильно возрастает. В процессе деления клетки наиболее чувствительны к действию ионизирующих излучений [194], радиочувствительность делящихся клеток зависит от темпа их деления. Показано [98], что чем выше темп деления клетки, тем больше вероятность ее гибели после облучения. Большинство авторов отмечали, что, несмотря на одинаковые условия облучения, различия индивидуальных реакций отдельных растений одного и того же вида значительные. Тщательный отбор растительных объектов способствует синхронизации культуры клеток, но все-таки остаются колебания в индивидуальной радиочувствительности. Возможно, индивидуальная радиочувствительность растений обуславливается какими-то пока еще мало изучен-

ными биологическими факторами, одним из которых может быть скорость протекания биологических процессов. Как показывают литературные данные [164, 188], предположение большой роли интенсивности процессов метаболизма в реализации первичных изменений кажется весьма вероятным. Это предположение подтверждается и опытами Н. В. Лучника [83], показавшего, что облученные клетки, позже вступившие в митоз, имеют меньше структурных изменений. Интенсивность роста растительных объектов и обмен веществ, вызывающие быстрое деление клеток, приводят к большему поражению [85]. Если допустить, что восстановительные процессы в облученном растении протекают одновременно с развитием лучевого поражения [164] и роль восстановительных процессов главным образом определяется временем и состоянием объекта после облучения [60], то в этом случае интенсивность протекания жизненных процессов является определяющим биологическим условием для реализации эффекта повреждающего фактора. По-видимому, чем интенсивнее различные биологические процессы, тем скорее происходит включение первичных изменений, в противном случае в результате развития восстановительных процессов возможность влияния развивающихся физико-химических изменений на ход биологических процессов уменьшается [86].

Интересно оценить роль физиологического состояния морских одноклеточных водорослей в развитии их радиочувствительности. Условия проведения экспериментов (температура, освещенность, влажность) поддерживались нами одинаковыми. Состояние объектов оценивали по темпу деления клеток.

Облучение водорослей проводили в стаканчиках в среде Гольдберга. После облучения клетки пересаживали в колбы со свежей питательной средой с таким же содержанием минеральных и органических веществ, как и в среде, в которой они выдерживались 2 сут до и во время облучения. Облучение проводили на γ -облучателе ЛМБ- γ -1М с мощностью дозы 40 Гр/мин.

Выживаемость определяли как отношение клеток в облученном варианте к числу клеток в контроле, принимающееся за 100 %. В обоих случаях подсчет клеток производили одновременно.

Выживаемость клеток *Procentrum micans* может быть разной при одних и тех же дозах облучения (табл. 77). Облучение культуры дозами 167, 327, 487 Гр не вызывает заметных отличий в выживаемости клеток на 8-е сутки для «свежей» культуры, только что введенной из морской воды. В то же время эти отличия существенны в случае облучения теми же дозами, но «старой» культуры, давно находящейся в лабораторных условиях (более двух месяцев).

Таблица 77. Выживаемость (%) клеток *Procentrum micans* после действия γ -облучения

Доза облучения, Гр	Время после облучения, сут			
	1	2	4	8
«Свежая» культура				
167	76,5	55,5	47	44
327	76,4	59,0	47	44
487	71,0	70,0	45	41
«Старая» культура				
167	93	21	8	0
327	69	21	0	0
487	30	0	0	0

Следовательно, клетки данной одноклеточной водоросли по-разному реагируют на облучение γ -лучами и это зависит от длительности пребывания культуры в лабораторных условиях. Рассмотренные в наших сравнительных экспериментах культуры имели разный темп деления: в «свежей» культуре эта величина достигала 2, а в «старой» — 0,5 ед./сут. Вероятно, этот биологический фактор имеет существенное значение в подобных исследованиях.

В экспериментах мы использовали специфические объекты исследований — одноклеточные водорослевые организмы, функционирующие в водной среде с набором необходимых метаболитов. В такой системе чем интенсивнее протекают обменные процессы при определенных условиях (питательные вещества, температура, освещенность), тем быстрее происходит восстановление этих культур в пострadiационный период.

Сравнение наших данных с литературными позволяет сделать вывод о том, что для водных одноклеточных организмов скорость деления имеет определяющее значение в ответной реакции водорослей на облучение. Чем выше темп деления клеток, тем интенсивнее обменные процессы. Это, вероятно, вызывает более высокий процент выведения радиотоксинов из организма, а при наличии необходимых для питания веществ, и более быстрое восстановление культуры после радиационного поражения.

Перед экспериментами по влиянию добавок альгината натрия на выживаемость морских одноклеточных водорослей возник вопрос о том, будет ли этот полисахарид принимать непосредственное участие в метаболических процессах, в клетках используемых культур, проникая при этом внутрь клетки. С этой целью была проведена серия опытов по изучению поступления растворенного в воде альгината натрия, меченного по ^{14}C , в черноморские диатомовые и динофлагелляты.

Меченный по ^{14}C альгинат натрия готовили путем биосинтеза [178]. Для этого 40 г талломов (сырая масса) черноморской бурой водоросли *S. barbata*, содержание альгинатов в которой может достигать 49 % ее массы [197], помещали в колбу с 2 л морской воды, в которую вносили 5 мКи бикарбоната натрия. Талломы цистозир метили в течение 5 сут при естественном освещении. Затем их промывали морской водой, не содержащей радиоуглерод, измельчали и обрабатывали по методике А. Хауга [262]. Полученный альгинат натрия высушивали и готовили исходные растворы. В колбы со средой Гольдберга меченый препарат вносили в таких количествах, чтобы его концентрация в растворах была равной 50 мг/л. Подбор концентрации производили опытным путем. Затем в колбы помещали клетки фитопланктонных организмов. Через 1, 2, 3 сут из колб отбирали суспензию клеток и центрифугировали ее при 2500 об/мин. Жидкость над осадком анализировали на содержание радиоактивного углерода. Осадок 3 раза промывали морской водой, слабым раствором соляной кислоты и с помощью пипетки переносили на алюминиевую фольгу, сушили, взвешивали и определяли в нем содержание ^{14}C .

Кинетика поступления альгината натрия, меченного по ^{14}C , в клетки некоторых диатомовых и динофлагеллят представлена на

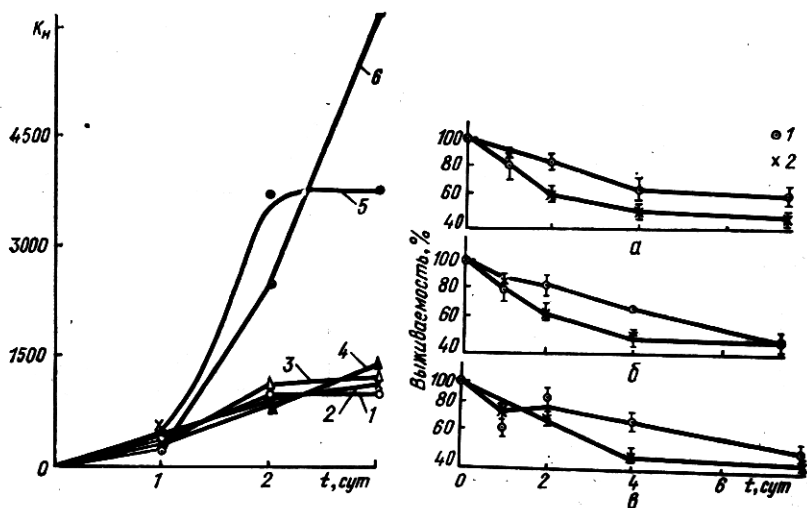


Рис. 72. Поступление молекул альгината натрия, меченного по ^{14}C , в клетки диатомовых и динофлагеллят:

1 — *Gyrodinium fissum*, 2 — *Peridinium trochoideum*, 3 — *Gymnodinium lanskaja*, 4 — *Gymnodinium kovalevsky*, 5 — *Coscinodiscus granii*, 6 — *Ditylum brightwellii*

Рис. 73. Влияние добавок альгината натрия (I) к среде на выживаемость клеток *P. micans* после γ -облучения:

2 — контроль; а — 167, б — 327, в — 487 Гр

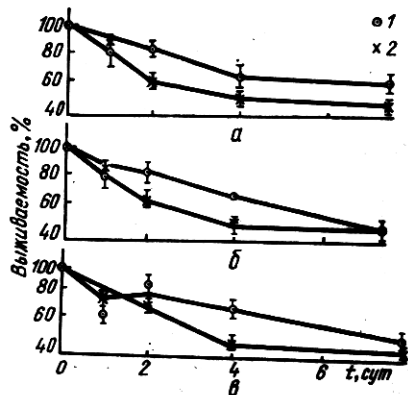


рис. 72, из которого видно, что в 1-е сутки накопление этого вещества идет почти одинаково у 6 видов макрофитов. Коэффициенты накопления альгината натрия, меченного по ^{14}C , достигают 250—550 ед. (сухая масса), а на 3-и сутки эти величины равны 1000 ед. у динофлагеллят, 3600 и 6970 ед. — у двух видов диатомовых (*C. granii*, *D. brightwellii*).

Изучение поступления молекул альгината натрия или их гидролизованных остатков, меченных по ^{14}C , в клетки *Procentrum micans* методом радиоавтографии проводили совместно с В. Г. Цыцугиной и А. В. Токаревой. Фракционирование препарата осуществляли на колонках с сефадексом G-150 и G-75. С этой целью на колонки размером $1,4 \times 45$ см, наполненные сефадексом, наносили 2 мл 0,25 %-ного раствора альгината натрия, меченного по ^{14}C , в 0,1 М NaCl. Элюирование производили дистиллированной водой. Элюат объемом 3 мл собирали в пробирки и анализировали на содержание радиоуглерода. Выход меченых макромолекул по фракциям контролировали по совпадению оптических пиков, измеряемых на спектрофотометре СФ-4А при E_{260} , и пиков активности (по ^{14}C) элюата.

Содержание пробирок сливали в чашки Петри и высушивали при комнатной температуре. Полученное вещество растворяли в 0,1 М NaCl и вносили в колбы с суспензией клеток *P. micans*. Через 2—3 сут суспензию клеток отбирали для приготовления автографов, которые показали включение альгината натрия или его гидролизованных

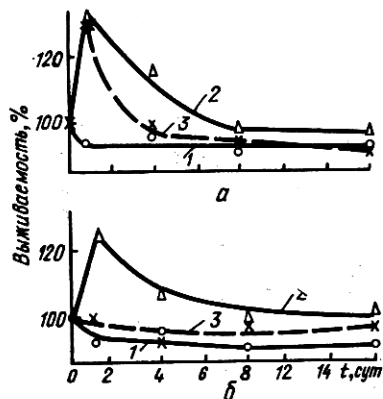
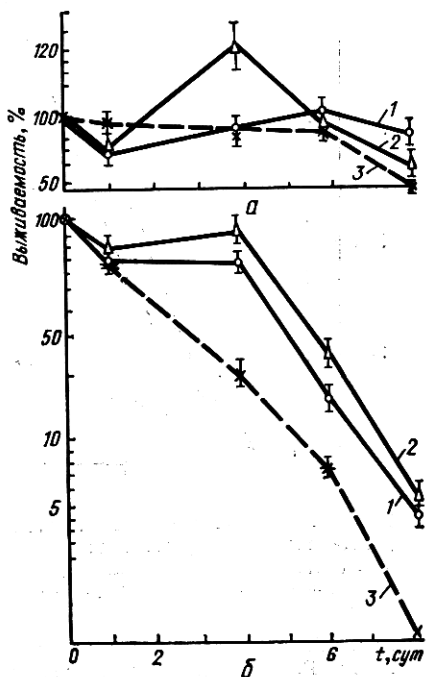


Рис. 74. Влияние добавок альгината натрия (1) и альгината калия (2) к среде на выживаемость клеток *G. fissum* после γ -облучения:

3 — контроль; а — 40,5, б — 101,3 Гр

Рис. 75. Влияния добавок альгината натрия (1) и альгината калия (2) к среде на выживаемость клеток *P. trochoideum* после γ -облучения:

3 — контроль; а — 167, б — 327 Гр



остатков, меченных по ^{14}C , в ядра клеток *P. micans*. Таким образом, мы можем констатировать факт включения молекул альгината натрия или продуктов их гидролиза в клетки испытуемых водорослей.

Известно, что выживаемость клеток культур в пострadiационный период зависит от различия или идентичности условий и среды культивирования до и после облучения. Учитывая приведенные нами результаты, изучение влияния добавок альгината натрия к среде Гольдберга на выживаемость ряда одноклеточных водорослей после γ -облучения мы проводили после выдерживания культур в течение 2 сут в аналогичной среде.

Результаты таких экспериментов представлены на рис. 73—75. Для *P. micans* (рис. 73) наблюдается общая тенденция к повышению выживаемости клеток в среде Гольдберга с добавками альгината натрия при всех трех дозах облучения — 167, 327, 487 Гр.

Эта же тенденция прослеживается и для *Gyrodinium fissum*. В опытах с данной культурой использовался еще один природный полисахарид водорослевого происхождения — альгинат калия, выделенный из черноморской цистозеры. Влияние его на модификацию радиочувствительности клеток *G. fissum* видно на кривой 2 (рис. 74), и оно более выражено, чем для альгината натрия.

Для *Peridinium trochoideum* (рис. 75) наблюдается также тенденция к повышению числа выживших клеток по отношению к контролю при добавлении к среде Гольдберга альгината калия. Напротив, альгинат натрия уменьшает выживаемость клеток *P. trochoideum* по сравнению с альгинатом калия.

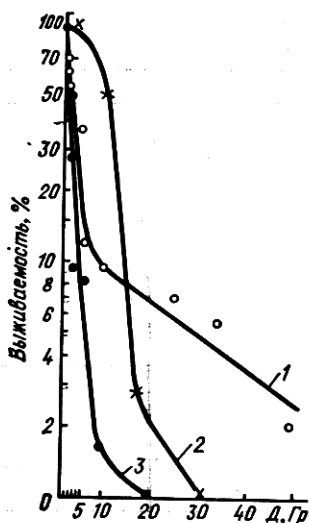


Рис. 76. Дозовая зависимость выживаемости клеток *P. micans* (1), *D. brightwellii* (2) и *C. granii* (3)

Б. Н. Тарусов [165] указал, что кроме ингибирующих систем, перехватчиков перекисей и радикалов, радиочувствительность организмов определяет удаление активных перекисей и радикалов во внешнюю среду. Конечные продукты реакции, обладающие токсическими свойствами, могут диффундировать из клеток в среду. Было установлено, что этот фактор имеет большее значение для низших бактериальных и клеточных суспензий и меньшее — при плотной упаковке клеток в органах высших многоклеточных организмов [165]. Это подтверждают многочисленные данные о том, что радиочувствительность клеточных суспензий зависит от их

густоты. Жидкости, в которых суспензированы клетки, после их облучения приобретают токсичность тем большую, чем гуще суспензия [165].

В наших экспериментах мы наблюдали эффект зависимости выживаемости *P. micans* от плотности популяции при разных дозах облучения (табл. 78, 79). Так, на 11-е сутки видно различие в числе выживших клеток, и оно тем больше, чем больше исходная концентрация клеток. С увеличением дозы облучения эти различия стираются.

Изучение выживаемости клеток *P. micans* с разной плотностью (исходные плотности $P_1 = 5850$ кл/мл и $P_2 = 2975$ кл/мл) показало, что при дозе облучения 27 Гр на 7-е сутки эксперимента выживают 50 % клеток, в то время как в случае добавок альгината натрия выживаемость увеличивается до 78—85 % для обеих плотностей культур. С уменьшением исходной плотности клеток в культуре уменьшается процент выживших клеток по отношению к контролю. Эта закономерность прослеживается при всех трех дозах, используемых в эксперименте (17, 47, 207 Гр) (табл. 79, 80), что вызвано, вероятно, тем, что *P. micans* принадлежит к числу одноклеточных водорослей с высокой радиочувствительностью. Материалы по определению радиочувствительности ряда морских одноклеточных водорослей представлены на рис. 76, из которого видно, что LD_{50} для *P. micans* равно 17 Гр, для *C. granii* — 5 Гр, а для *D. brightwellii* — 107 Гр. Полученные нами данные близки к результатам, представленным М. Годвардом [251], который получил для *P. micans* значение LD_{50} 20 Гр. Для бурых жгутиковых К. Бошнаш и др. [217] определили значение LD_{50} 70 Гр.

Для других видов морских одноклеточных водорослей эксперименты проводили в короткий период времени — от 3 до 4—6 сут, поэтому эти данные не могут быть сопоставлены с литературными. Установлено, что для разных видов одноклеточных водорослей наблюдается различная реакция на действие γ -облучения и добавки природных полисахаридов к среде. Так, если на 3-и сутки для *Skeletonema costatum*

Таблица 78 Выживаемость (%) клеток *P. ticans* после действия γ -облучения при различной начальной плотности «свежей» культуры

Доза облучения, Гр	Исходная плотность культуры, кл/мл	Время после облучения, сут				
		2	3	6	8	10
17	1100	71,7	68,6	49,3	26,5	31,7
17	2280	116,9	85,7	59,3	56,8	55,5
47	1110	48,7	55,7	27,1	20,3	20,0
47	2280	90,0	58,4	30,6	32,6	25,5
207	1110	53,8	61,9	27,1	14,4	13,3
207	2280	52,8	38,0	15,1	13,6	9,8

Таблица 79. Выживаемость (%) клеток *P. ticans* после действия γ -облучения при разных начальных плотностях «старой» культуры

Доза облучения, Гр	Исходная плотность культуры, кл/мл	Время после облучения, сут				
		1	4	6	8	11
17	578	70	49	0,3	0,15	0,02
	1156	83	63	18,0	4,00	0,5
	3386	82	94	89,0	66,00	61,0
47	578	0	0	0	0	0
	1156	77	87	73,0	24,00	13,0
	3386	70	78	115,0	39,00	29,0
207	578	0	0	0	0	0
	1156	102	95	65,0	13,00	8,3
	3386	72	79	90,0	24,00	11,0

Таблица 80. Выживаемость (%) клеток *P. ticans* после действия γ -облучения при различной начальной плотности культуры и с добавлением альгината натрия

Доза облучения, Гр	Исходная плотность, кл/мл	Среда культивирования	Время после облучения, сут		
			3	5	7
27	2975	Среда Гольдберга	100,0	63,0	55,2
		Среда Гольдберга + альгинат натрия	83,3	44,5	84,7
27	5023	Среда Гольдберга	60,0	53,8	59,0
		Среда Гольдберга + альгинат натрия	62,0	61,0	74,0
27	5890	Среда Гольдберга	36,4	54,4	56,7
		Среда Гольдберга + альгинат натрия	86,4	77,5	78,1

Таблица 81. Выживаемость (%) клеток *S. costatum* после действия γ -облучения

Доза облучения, Гр	Среда культивирования	Время после облучения		
		6 ч	1 сут	3 сут
47	Контроль	91,6	46,7	48,6
	Среда Гольдберга + альгинат натрия	96,7	84,8	97,1
407	Контроль	87,8	10,6	21,9
	Среда Гольдберга + альгинат натрия	99,0	10,1	33,1

Таблица 82. Выживаемость (%) клеток *G. foliacium* после действия γ -облучения

Доза облучения, Гр	Среда культивирования	Время после облучения, сут	
		1	4
27	Среда Гольдберга	141,3	211,5
	Среда Гольдберга + альгинат натрия	73,5	110,5
47	Среда Гольдберга + альгинат калия	151,6	151,8
	Среда Гольдберга	176,6	157,5
	Среда Гольдберга + альгинат натрия	77,2	117,4
	Среда Гольдберга + альгинат калия	103,4	76,7

Таблица 83. Выживаемость (%) клеток *D. brightwellii* после действия γ -облучения

Доза облучения, Гр	Среда культивирования	Время после облучения, сут	
		1	6
27	Среда Гольдберга	129,6	112,2
	Среда Гольдберга + альгинат натрия	126,3	100,3
127	Среда Гольдберга + альгинат калия	104,5	105,0
	Среда Гольдберга	47,8	42,2
	Среда Гольдберга + альгинат натрия	49,2	27,3
	Среда Гольдберга + альгинат калия	52,6	47,2

прослеживается тенденция к повышению выживаемости клеток в среде с добавками альгината натрия (табл. 81), то для *Glenodinium foliacium* (табл. 82), наоборот, наблюдается уменьшение числа выживших клеток в среде с добавками полисахарида, и оно меньше для альгината калия. Выживаемость *Ditylum brightwellii* выше в контроле (табл. 83). Добавки альгината калия к среде Гольдберга способствуют увеличению числа выживших клеток по сравнению с добавками альгината натрия.

Таким образом, различие в выживаемости клеток испытуемых микрофитов, наблюдаемое в пострadiационный период в контроле и с добавками полисахаридов, может быть объяснено влиянием последних. Каков механизм этого процесса — предстоит выяснить в будущих исследованиях.

ВЫВОДЫ

1. Предложена классификация зон мощностей доз ионизирующих излучений, существующих в природе или создаваемых человеком: радиационного благополучия, физиологической маскировки, экологической маскировки и явного поражения сообществ. Обсуждается условная зона радиационной недостаточности.

2. В создании поля доз ионизирующих излучений в районах повреждения контейнеров с радиоактивными веществами особо важное значение имеют грунты в связи с быстрой сорбцией ими радионуклидов, их высокими K_n и относительно медленной десорбцией из грунтов.

3. Гидрологические, гидрохимические и геологические характеристики предполагаемого западными странами и Японией места захоронения радиоактивных отходов в будущем указывают на его высокую нестабильность.

4. Многолетние радиоэкологические наблюдения свидетельствуют о благополучной радиационной обстановке в устьевой зоне Дуная, прилегающей к северо-западной части и в других обследованных районах Черного моря. Привнос ^{90}Sr с водами Дуная по сравнению с 1966—1976 гг. уменьшился почти в 10 раз. Роль Дуная в радиоактивном загрязнении Черного моря в последние годы резко уменьшилась. В 1977—1978 гг. водоросли и моллюски из устья Дуная и Черного моря содержали ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{95}Zr и ^{95}Nb , попавших в них из атмосферных радиоактивных выпадений, а в 1979—1981 гг. загрязнения этими радионуклидами отмеченных организмов не обнаружено.

5. При увеличении солености K_n ^{90}Sr , ^{45}Ca , ^{137}Cs , ^{65}Zn , ^{54}Mn и ^{32}P у макрофитов уменьшаются, а ^{106}Ru возрастают. Для радионуклидов железа, кобальта, иттрия, цезия, ванадия, висмута и серы K_n не зависят от солености воды.

6. Накопление радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr морскими гетеротрофными бактериями не связано с видовым разнообразием в пределах одного рода *Bacterium*, а также для видов из родов *Bacterium*, *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Vibrio*. Поверхность бактерий не является решающим фактором в распределении радионуклидов цезия и стронция между микроорганизмами и морской водой. Время круговорота ^{137}Cs морской воды в результате обмена морскими бактериями составляет 560 сут.

7. Ранжирование ряда абиотических факторов (температуры, солености, освещенности и pH) по их индивидуальному вкладу в общую величину накопления ^{65}Zn морскими одноклеточными водорослями показало преимущественное влияние температуры и солености. В целом комплекс изучаемых факторов на 65—70 % изменяет среднее значение K_n , определяемое главным образом размерными параметрами клеток.

8. В концентрировании радионуклида теллура цистозирой особое, если не основное, значение имеют ионообменные процессы. Роль ионообменников при этом выполняют в первую очередь альгиновые кислоты и ее соли — альгинаты. Извлечение же радионуклида цистозирой связано с биохимическими компонентами, отвечающими за процессы ее жизнедеятельности. К таковым, например, можно отнести фукоидан, который находится в цистозире во внутриклеточной жидкости и входит в состав клеточных стенок.

9. Радиоактивный стронций связывается структурами бурых водорослей, которые устойчивы к внешним воздействиям. Ими могут быть альгиновые кислоты и их соли — альгинаты, очень устойчивые к действию кислот, температур, давления и мало подверженные гидролизу. Предварительное облучение вызывает увеличение содержания цинка и кобальта в цистозире, что может быть связано с изменением проницаемости ее клеточных мембран и направленности процессов накопления этих элементов в сторону сорбции. Вероятно, поступление в нее радионуклидов цинка и кобальта больше связано с физико-химическими процессами, а накопление марганца, напротив, больше зависит от биохимико-физиологических процессов.

10. Агрегация атомов урана и плутония имеет существенное значение в их осаждении со взвесями в донные осадки, в которых они накапливаются до значительных величин.

11. Создана математическая модель взаимодействия экосистем фотического слоя с радиоактивными и химическими веществами. Оценка предела биоседиментационного удаления загрязнений из среды должна лежать в основе нормирования предельно допустимых темпов загрязнения экосистем. Биоседиментационная способность удаления полихлорбифенилов в 15 раз превышает современный уровень их поступления в Мировой океан, ртути — 5 раз, а свинца уже равна единице. Таким образом, необходимы дальнейшие международные усилия по уменьшению загрязнения гидросферы, в первую очередь свинцом.

Предложен и апробирован в океанических экспедициях интегральный радиоэкологический критерий удаления взвешенного органического вещества из поверхностных вод пелагиали (по смещению природного радиоактивного равновесия $^{238}\text{U} - ^{234}\text{Th}$).

12. Выявлена зависимость проявления действия облучения артемии от температуры и солености среды, в которой она культивируется. Истинно малыми дозами для артемии можно считать дозы до 5 Гр.

13. Выживаемость клеток некоторых черноморских микрофитов после действия γ -облучения в среде с добавками естественных полисахаридов из цистозир достоверно выше, чем в среде без добавок.

14. Цитогенетический анализ соматических и половых клеток гидробионтов может быть использован для генетического мониторинга природных популяций. Высокая вариабельность частоты структурных мутаций хромосом внутри выборки, особенно в сочетании с интенсивным мутационным процессом, может служить показателем действия мутагенов, находящихся в окружающей среде.

15. Приведенные результаты являются основой для развития

морской динамической хемозологии и молекулярной экологии.

Первое из них предполагает создание математических моделей для всех уровней взаимодействия между живым веществом и химическими компонентами морской воды (от организационного и популяционного до биоценологического и экосистемного) вплоть до динамических закономерностей биологической миграции природных и антропогенных веществ в морях и океанах, получение количественных оценок экологической емкости водоемов в отношении различных факторов и определение надежности морских экосистем в экстремальных условиях.

Второе направление предполагает дальнейшее изучение молекулярных механизмов, управляющих началом формирования экологических процессов ответов экосистем и их составляющих на воздействие факторов внешней среды.

Развитие этих указанных направлений позволит произвести синтез двух сторон взаимодействия между водой и живым веществом как единого целого: закономерностей действия водной среды на живые системы и взаимодействие экосистем на состав водной среды. Так последовательно приближается морская химическая экология к познанию фундаментальных закономерностей, лежащих в основе двух главных функций экосистем, — воспроизводстве живого вещества (биологической продуктивности) и кондиционирований условий для существования (самоочищении) экосистем.

1. Аглинцев К. К. Основы дозиметрии ионизирующих излучений.— Л.: Медгиз, 1954.— 270 с.
2. Адлер Ю. П., Маркова Е. В., Грановский Ю. В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий.— М.: Наука, 1976.— 200 с.
3. Алексахин Р. М., Поликарпов Г. Г. Актуальные проблемы радиэкологии в свете решения задач атомной энергетики.— Радиобиология, 1981, 21, вып. 1, с. 97—108.
4. Альберт Р. Торий: Пром.-гигиен. аспекты.— М.: Атомиздат, 1971.— 215 с.
5. Анфиногентова В. М., Доронин И. Ф., Земляной А. Д. и др. Стронций-90 в экваториальной зоне Тихого океана летом 1971 года.— В кн.: Морские гидрофизические исследования. Севастополь: Мор. гидрофиз. ин-т, 1974, № 1, с. 225—232.
6. Арбузова А. Т., Батраков Г. Ф., Еремеев В. Н. и др. О пространственной и временной изменчивости поля радиоактивности Черного моря.— В кн.: Комплексные исследования Черного моря. Севастополь: Мор. гидрофиз. ин-т, 1979, с. 110—121.
7. Астауров Б. Л. Функциональный принцип в оценке относительной значимости радиационных поражений ядра и цитоплазмы (генетическая теория лучевой болезни).— В кн.: Первичные механизмы биологического действия ионизирующих излучений. М.: Изд-во АН СССР, 1963, с. 140.
8. Бабинцев А. Е., Жоров В. А., Безбородко А. А. и др. Уран в Черном море.— Геол. журн., 1975, 35, вып. 6, с. 16—26.
9. Бакалбаша Н., Петку А. О рыболовстве в румынском секторе Дуная на участке Турну — Северин — Базиаш.— В кн.: Лимнологические исследования Дуная. Киев: Наук. думка, 1969, с. 394—399.
10. Баранник В. П., Анфиногентова В. А., Еремеева Л. В. и др. Концентрация и пространственное распределение ^{90}Sr в Черном и Азовском морях и их взаимосвязь с отдельными гидрофизическими и гидрохимическими процессами.— Океанология, 1974, 14, вып. 2, с. 274—281.
11. Баранова-Рындина Д. Д., Поликарпов Г. Г. Коэффициенты накопления стронция-90 живыми и убитыми морскими растениями.— Радиобиология, 1969, 9, вып. 3, с. 468—472.
12. Барашков Г. К. Химия водорослей.— М.: Изд-во АН СССР, 1963.— 141 с.
13. Батурич Г. Н. Уран в поверхностном слое осадков северо-западной части Индийского океана.— Океанология, 1969, 9, вып. 6, с. 1031—1037.
14. Батыгин Н. Ф., Мисюк Л. А. Зависимость радиочувствительности растений от их физиологического состояния.— Радиобиология, 1965, 5, вып. 5, с. 738—742.
15. Беляев В. И., Колесников А. Г., Нелепо Б. А. Определение скорости радиоактивного заражения Черного моря.— In: Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. Vienna: IAEA, 1966, p. 381—395.
16. Беляев В. И., Колесников А. Г., Нелепо Б. А. Закономерности распространения радиоактивных загрязнений в океане.— Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана, 1967, 3, № 10, с. 1092—1100.
17. Беляева В. Н., Покровская Г. Л. Нарушение митоза при рентгенизации ранних стадий развития икры вьюна.— Докл. АН СССР, 1958, 119, № 2, с. 361.

18. Беляева В. Н., Покровская Г. Л. Изменение радиочувствительности икры выюна в ходе первых эмбриональных митозов.— Там же, 1959, 125, № 3, с. 632.
19. Библь Р. Цитологические основы экологии растений.— М.: Мир, 1965.— 463 с.
20. Биккулов Р. И. Частота хромосомных перестроек у белых крыс при хронической заправке их черием -144.— Радиобиология, 1968, 8, вып. 1, № 2, с. 308.
21. Большаков В. С. Распространение речных вод в бесприливном море.— В кн.: Вопросы биоокеанографии. Киев: Наук. думка, 1967, с. 8—14.
22. Бурков В. А. Общая циркуляция Мирового океана.— Л.: Гидрометеониздат, 1980.— 252 с.
23. Бурликова Е. В., Какушкина М. Л., Корнева Н. В. Влияние X-лучей на яйца *Artemia salina* L.— Науч. докл. высш. шк. Биол. науки, 1963, № 3, с. 83—87.
24. Васильев И. М. Действие ионизирующих излучений на растения.— М.: Изд-во АН СССР, 1962.— 140 с.
25. Вернадский В. И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения.— М.: Наука, 1965.— 374 с.
26. Взаимодействие между водой и живым веществом.— В кн.: Тр. Междунар. симпоз., Одесса, 6—10 окт. 1975 г. М.: Наука, 1979, т. 1/2, с. 216, 256.
27. Виноградова А. П. Введение в геохимию океана.— М.: Наука, 1967.— 212 с.
28. Виноградов К. А. Эколого-географические аспекты влияния Дуная и других рек на районирование Черного моря.— В кн.: Лимнологические исследования Дуная. Киев: Наук. думка, 1969, с. 531—547.
29. Виноградова З. А., Коган Г. Л. Микроэлементы в планктоне и воде различных районов Черного моря.— Биология моря, Киев, 1971, вып. 22, с. 16—48.
30. Виноградова З. А., Петкевич Т. А. Химический элементарный состав планктона Черного, Азовского и Каспийского морей.— В кн.: Биохимия морских организмов. Киев: Наук. думка, 1967, с. 70—82.
31. Виткун Р. А., Зелюкова Ю. В., Полуэктов Н. С. Беспламенное атомно-абсорбционное определение ртути в препаратах селена и теллура с использованием формальдегида в качестве восстановителя.— Укр. хим. журн., 1974, 40, № 12, с. 1304—1307.
32. Витюк Д. М., Чистенко В. М. Органическая и минеральная взвесь некоторых морей Средиземноморья.— Гидробиол. журн., 1974, 7, № 4, с. 86—90.
33. Врочинский К. К., Телитченко М. М., Мережко А. И. Гидробиологическая миграция пестицидов.— М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980.— 120 с.
34. Гавришова И. А. О коэффициенте накопления ^{90}Sr , ^{144}Ce гетеротрофными бактериями.— В кн.: Науч. конф. молодых ученых-исследователей, посвящ. 20-летию Ин-та физиологии растений: Тез. докл. Киев: Наук. думка, 1966, с. 21.
35. Гжибовская Д. Влияние сжигания угля на загрязнение естественными радиоактивными элементами окружающей среды.— В кн.: 2-я радиобиол. конф. соц. стран, 9—14 окт. 1978. Варна: НРБ, 1978, с. 72.
36. Горбенко Ю. А. Экология морских микроорганизмов перифитона.— Киев: Наук. думка, 1977.— 150 с.
37. Гродзенский Д. Э. Радиобиология.— М.: Госатомиздат, 1963.— 199 с.
38. Гусев Д. И. Гигиенические критерии к оценке загрязнения радионуклидами прибрежных морских вод (IAEA—SM—1981, 567.— In: Impacts of nuclear releases into the aquatic environment: Proc. symp. Otanien, 1975. Vienna: IAEA, 1975, p. 363—371).
39. Дохляк В. К., Костров Б. П., Битюцкая Г. С. Накопление и влияние растворенных в воде ^{90}Sr и ^{90}Y на эмбриональное развитие некоторых видов рыб Каспия.— В кн.: Радиозология водных организмов. Рига: Зинатне, 1973, т. 3, с. 36—44.
40. Дробышев В. П. Солеустойчивость некоторых видов бурых водорослей Белого моря.— Цитология, 1970, 12, № 7, с. 922—924.
41. Евтушенко Е. А. О соединениях альгиновых кислот с одновалентными катионами.— Журн. прикл. химии, 1953, 26, № 3, с. 321—327.
42. Егоров В. Н. Математическое моделирование кинетики минерального обмена морских гидробионтов.— В кн.: Всесоюз. конф. по биологии шельфа. Киев: Наук. думка, 1978, с. 37—38.
43. Егоров В. Н., Кулебакина Л. Г. Математическая модель обмена между цистозирой и морской водой.— В кн.: Хеморадиоэкология пелагиали и бентали. Киев: Наук. думка, 1974, с. 39—40.
44. Зайцев Ю. П. Морская нейстонология.— Киев: Наук. думка, 1970.— 264 с.

45. Землянский Ф. Т., Андреев В. Н. Перспективы хозяйственного использования биологических ресурсов северо-западной части Черного моря.— Пробл. экологии моря, 1975, вып. 4, с. 57—64.
46. Зесенко А. Я. Изучение поведения и накопления гидробионтами различных физико-химических форм радиоактивных и стабильных нуклидов первой — восьмой групп периодической системы элементов.— В кн.: Радиохемоэкология Черного моря. Киев: Наук. думка, 1977, с. 21—52.
47. Зесенко А. Я., Пархоменко А. В. О сорбции радионуклидов на мембранных фильтрах.— В кн.: Радиохемоэкология Черного моря. Киев: Наук. думка, 1977, с. 52—57.
48. Злобин В. С. Динамика накопления радиостронция некоторыми бурными водорослями и влияние солёности морской воды на коэффициенты накопления.— Океанология, 1968, 8, вып. 1, с. 78—85.
49. Злобин В. С. Основы прогнозирования первичной продуктивности фотического слоя океана.— Мурманск: Кн. изд-во, 1972.— 515 с.
50. Иванов В. Н., Егоров В. Н., Шевченко М. М. Поступление и выведение цинка-65 у черноморского *Idotea basteri*.— Гидробиол. журн., 1980, 16, вып. 1, с. 69—72.
51. Иванова Л. М. Защита Дуная от радиоактивного загрязнения.— Атом. энергия, 1978, 45, вып. 2, с. 161—162.
52. Ивановский Ю. А. Стимулирующее действие γ -облучения и алкилирующих соединений на жаброногого рака *Artemia salina*. Сообщ. 1. Стимуляция продолжительности жизни *A. salina*, выключившихся из облученных или обработанных алкилирующими соединениями цист.— Радиобиология, 1980, 20, вып. 1, с. 62—69.
53. Ивановский Ю. А. Стимулирующее действие γ -облучения и алкилирующих соединений на жаброногого рака *Artemia salina*. Сообщ. 2. Влияние γ -радиации и химических мутагенов на рост *A. salina*.— Там же, вып. 2, с. 303—306.
54. Иерусалимский Н. Д. Основы физиологии микробов.— М.: Изд-во АН СССР, 1963, с. 182—209.
55. Коган Б. А., Рябенко В. А. Трассеры в Мировом океане.— Л.: Гидрометеоиздат, 1978.— 58 с.
56. Калнина-Сейсума З. К. Накопление ^{90}Sr , стабильного Sr и Ca планктонными организмами в дистрофном и евтрофном озерах.— В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Наука, 1979, т. 2, с. 130—133.
57. Каплан И. С., Каплан А. А., Алексахин Р. М. и др. Влияние хронического облучения ^{90}Sr и внешнего γ -облучения на цитогенетические изменения у сельскохозяйственных культур.— Генетика, 1972, 8, № 1, с. 52—59.
58. Кендал М. Дж., Стьюарт А. Теория распределений.— М.: Наука, 1966.— Т. 1, 587 с.
59. Кизеветтер И. В., Грюнер В. С., Евтушенко В. А. Переработка морских водорослей и других промысловых водных растений.— М.: Пищ. пром-сть, 1967.— 400 с.
60. Корогодин В. И., Лучник Н. В. К вопросу о природе первичных изменений при лучевом поражении.— Биофизика, 1960, 5, вып. 1, с. 88—90.
61. Корякова М. Д., Советников В. Т., Саенко Г. Н. Концентрирование некоторых поливалентных металлов и цинка липидами морских растений.— Океанология, 1979, 19, № 1, с. 487—490.
62. Кошелева В. В. Изменение периферической крови у эмбрионов и личинок семги под воздействием радиоактивного загрязнения водной среды и рентгеновских лучей.— Тр. Поляр. н.-и. и проект. ин-та мор. рыб. хоз-ва и океанографии, 1971, т. 29, с. 62—73.
63. Красильников И. А. Роль микроорганизмов в миграции естественно радиоактивных элементов в породах и почвах.— Изв. АН СССР. Сер. биол., 1967, № 5, с. 714—729.
64. Кузин А. М., Ислаев Б. М., Хаостова В. В. и др. Эффективность биологического действия ^{14}C при его включении в живые структуры.— В кн.: Радиационная генетика. М.: Изд-во АН СССР, 1962, с. 267—273.
65. Кулебакина Л. Г. Методика определения радиоактивного и стабильного стронция в морских организмах и воде.— В кн.: Радиохемоэкологические исследования Средиземного моря. Киев: Наук. думка, 1970, с. 89—94.
66. Кулебакина Л. Г. Распределение стронция-90 по основным компонентам биоце-

- ноза цистозир.— В кн.: Морская радиоэкология. Киев : Наук. думка, 1970, с. 164—168.
67. Кулебакина Л. Г. Исследования Института биологии южных морей АН УССР в 70-м рейсе нис «Академик А. Ковалевский».— В кн.: Радиохемозоэкологические исследования в Средиземном море. Май — июль 1972. Киев : Наук. думка, 1975, с. 4—14.
 68. Кулебакина Л. Г., Парчевская Д. С. Влияние солености и концентрации Sr и Ca в воде на накопление ^{90}Sr цистозирой.— В кн.: Радиоэкология водных организмов. Рига : Изд-во Зинатне, 1973, т. 2, с. 305—310.
 69. Кулебакина Л. Г., Лазоренко Г. Е. Изучение накопления некоторых радионуклидов взвешенным веществом и живыми организмами.— В кн.: Радиохемозоэкологические исследования в Средиземном море. Киев : Наук. думка, 1975, с. 43—52.
 70. Куликов Н. В., Альшиц Л. К., Тимофеева Н. А. Влияние гамма-лучей на эмбриональное развитие пресноводных рыб (на примере щуки *Esox Lucius L.* и лини *Tipca tinca L.*).— Тр. Ин-та экологии растений и животных / Урал. науч. центр АН СССР, 1971, т. 78, с. 189—194.
 71. Лазоренко Г. Е., Поликарпов Г. Г. Альгиновая кислота и механизм фиксации радионуклидов бурными водорослями.— В кн.: Радиационная и химическая экология гидробионтов. Киев : Наук. думка, 1972, с. 105—112.
 72. Лазоренко Г. Е., Поликарпов Г. Г. Экспериментальне вивчення фіксації радіонуклідів стронцію і цезію альгінною кислотою із морської води.— Доп. АН УРСР. Сер. Б, 1970, № 5, с. 445—448.
 73. Ланская Л. А. Культивирование водорослей.— В кн.: Экологическая физиология морских планктонных водорослей. Киев : Наук. думка, 1971, с. 3—13.
 74. Лебедева М. Н. Количественное распределение и биомасса микроорганизмов в кислородной зоне Черного моря.— Докл. АН СССР, 1957, 115, № 1, с. 186—189.
 75. Лебедева М. Н., Гутейб Л. Г. Синтез соединений кобаламиновой природы бактериальными сообществами из Черного моря.— В кн.: Экспедиционные исследования в Средиземном и Черном морях в ноябре—декабре 1971 года. Киев : Наук. думка, 1975, с. 125—133.
 76. Лебедева Г. Д. Накопление ^{90}Sr и ^{32}P пресноводной рыбой при различном солевом составе воды.— В кн.: Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. М. : Атомиздат, 1964, с. 52—58.
 77. Лебедева Г. Д. Влияние различного солевого состава воды на накопление и выведение цезия-137 пресноводной рыбой.— Радиобиология, 1966, 6, вып. 4, с. 176—181.
 78. Лейнерте М. П. Влияние внешнего γ -облучения высших водных растений на накопление ими ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce .— Радиобиология, 1969, 9, вып. 3, с. 427—432.
 79. Лейнерте М. П. Видовые различия в кинетике накопления Ca, Sr и ^{90}Sr некоторыми пресноводными растениями.— В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М. : Наука, 1979, т. 2, с. 126—130.
 80. Летунова С. В., Ковальский В. В., Романова С. Н. Геохимическая экология микроорганизмов в условиях различного содержания урана в илах.— Журн. общ. биологии, 1970, 31, № 1, с. 111—120.
 81. Летунова С. В., Ковальский В. В. Геохимическая экология микроорганизмов.— М. : Наука, 1978, с. 5—15.
 82. Лисицын А. П. Осадкообразование в океанах.— М. : Наука, 1974.— 438 с.
 83. Лучник Н. В. Влияние слабых доз излучателей на митозу гороха.— Бюл. Урал. отд. Моск. о-ва испытателей природы, 1958, 1, с. 38—42.
 84. Лучник Н. В. Об аномальной реакции при малых дозах облучения.— Биофизика, 1975, 2, № 1, с. 86—93.
 85. Мамедов Т. Г. Влияние состояния клеток на их радиочувствительность при γ -облучении.— Цитология, 1960, 2, № 2, с. 175—178.
 86. Мамедов Т. Г. Влияние интенсивности роста растений на их радиочувствительность.— Радиобиология, 1962, 2, вып. 3, с. 497—501.
 87. Марчиолёне Д. П., Шулине Р. В., Янквячиус К. К. и др. Влияние некоторых факторов среды на водоросли залива Куршю Марес.— В кн.: Индикация природных процессов и среды. Вильнюс, 1976, с. 99—101.
 88. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике.— Киев : Наук. думка, 1975.— 246 с.

89. Мешалкина М. Г. О влиянии различного солевого состава воды на коэффициенты концентрации ^{90}Sr и ^{45}Ca водными растениями и рыбой.— В кн.: Материалы 3-й науч. практ. конф. по радиац. гигиене. М.: Атомиздат, 1963, с. 122—128.
90. Мигаловская В. Н. Хроническое воздействие стронция-90 — иттрия-90 на частоту хромосомных aberrаций в клетках зародышей семги.— Тр. Поляр. н.-и. и проект. ин-та мор. рыб. хоз-ва и океанографии, 1971, т. 29, с. 74—81.
91. Мигаловская В. Н. Действие рентгеновского облучения на гаметы и эмбриональные клетки семги.— Там же, с. 82.
92. Миндер В. Дозиметрия.— В кн.: Радиационная химия. М.: Госатомиздат, 1963, с. 107—167.
93. Моисеев А. А., Иванов В. И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене.— М.: Атомиздат, 1974.— 333 с.
94. Монин А. С. Горизонтальное перемешивание в атмосфере.— Изв. АН СССР. Сер. геофиз., 1956, № 3, с. 84—88.
95. Морская радиоэкология / Под ред. Г. Г. Поликарпова.— Киев: Наук. думка, 1970.— 275 с.
96. Мясник М. Н. Генетический контроль радиочувствительности бактерий.— М.: Атомиздат, 1974.— 152 с.
97. Найденова В. И. Гидрохимическая характеристика средних и больших рек Европейской территории СССР.— Л.: Гидрометведомиздат, 1971.— 270 с.
98. Нейфах А. А. Изменение радиочувствительности в процессе оплодотворения / выюна *Misgurnus fossilis*.— Докл. АН СССР, 1956, 109, № 5, с. 943—946.
99. Нелепо Б. А. Ядерная гидрофизика.— М.: Атомиздат, 1970.— 224 с.
100. Нечаев Л. Н., Ляпин Е. Н., Гусев Д. И. и др. Кинетика обмена некоторых радиоактивных изотопов в тканях рыб при различном температурно-солевом режиме.— В кн.: Биологическое действие внешних и внутренних источников радиации. М.: Медицина, 1972, с. 348—352.
101. Озерецковская Н. Г. К вопросу о влиянии стабильного изотопа фосфора и азота на поглощение радиофосфора макрофитами.— В кн.: Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. М.; Л.: Наука, 1964, с. 76—82.
102. Озмидов Р. В. Расчет горизонтальной турбулентной диффузии пятен загрязнителей в море.— Докл. АН СССР, 1958, 120, № 4, с. 761.
103. Озмидов Р. В. Горизонтальная турбулентность и турбулентный обмен в океане.— М.: Наука, 1968.— 180 с.
104. Озмидов Р. В. Турбулентная диффузия консервативных и неконсервативных примесей в море.— В кн.: Радиоактивная загрязненность морей и океанов. М.: Наука, 1968, с. 188—196.
105. Озмидов Р. В., Попов Н. И. Некоторые данные о распространении растворимых примесей в океане.— В кн.: Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. Vienna: IAEA, 1966, с. 451—460.
106. Павлова Е. В., Сорокин Ю. И. Бактериальное питание планктонного рачка *Penilia avirostris* Dana из Черного моря.— Биология моря. Киев, 1970; вып. 19, с. 182—199.
107. Павлова Е. В., Петина Т. С., Сорокин Ю. И. Роль бактериопланктона в питании морских пелагических организмов.— В кн.: Функционирование пелагических сообществ тропических районов океана. М.: Наука, 1971, с. 142—151.
108. Пакуло А. Г. Влияние некоторых химических элементов на накопление ^{137}Cs пресноводной рыбой.— Гигиена и санитария, 1974, № 56, с. 111—113.
109. Пасенков А. Ф. Мирный атом в странах социализма.— Атом. энергия, 1979, 46, вып. 5, с. 299—309.
110. Панкова Н. В. Повреждение хромосом в ряду клеточных поколений у облученных зародышей выюна.— Радиобиология, 1965, 5, вып. 2, с. 248.
111. Пантелеева А. П. Некоторые закономерности взаимодействия альгиновой кислоты с катионами металлов.— В кн.: Радиационная и химическая экология гидробионтов. Киев: Наук. думка, 1972, с. 112—117.
112. Панфилова С. Г. Соленость вод.— В кн.: Тихий океан, гидрология. М.: Наука, 1968, с. 113—136.
113. Пархоменко А. В., Рисик Н. С. Накопление урана морскими бактериями и влияние тяжелых металлов урана и тория на рост черноморских бактерий.— В кн.: Радиохемозология Черного моря. Киев: Наук. думка, 1977, с. 78—90.

114. *Парчевский Д. С.* Статистика для радиоэкологов.— Киев : Наук. думка, 1969.— 114 с.
115. *Парчевский В. П., Поликарпов Г. Г., Забуруннова И. С.* Некоторые закономерности накопления иттрия и стронция морскими организмами.— Докл. АН СССР, 1965, 164, № 4, с. 913—916.
116. *Парчевский В. П., Кулебакина Л. Г., Соколова И. А.* Стронций-90 в гидробионтах Черного моря.— В кн.: Морская радиоэкология. Киев : Наук. думка, 1970, с. 159—164.
117. *Парчевский В. П., Соколова И. А.* Определение стронция-90, стронция и кальция в гидробионтах и воде.— Там же, с. 13—20.
118. *Петипа Т. С.* Питание планктонных организмов и их пищевые взаимоотношения.— В кн.: Проблемы морской биологии. Киев : Наук. думка, 1971, с. 127—133.
119. *Петков Т. Н., Йотов М. Н., Златанова Р. И. и др.* Радиоактивное загрязнение реки Дунай.— В кн.: Материалы Дунайской конференции, апр. 1976. Будапешт, 1976, с. 58—66.
120. *Поликарпов Г. Г.* Радиоэкология морских организмов.— М. : Атомиздат, 1964.— 295 с.
121. *Поликарпов Г. Г.* Радиоэкологические исследования в морях и океанах.— Радиобиология, 1967, 7, вып. 5, с. 801—812.
122. *Поликарпов Г. Г.* Проблемы радиационной и химической экологии морских организмов.— Океанология, 1967, 7, вып. 4, с. 561—570.
123. *Поликарпов Г. Г.* Закономерности радиоэкологических процессов концентрирования в морях и океанах.— М. : Атомиздат, 1968.— 18 с.
124. *Поликарпов Г. Г.* Развитие радиационной гидробиологии моря.— Гидробиол. журн., 1977, 13, № 5, с. 57—66.
125. *Поликарпов Г. Г.* Экологические основы охраны гидросферы от антропогенных воздействий.— Там же, 1981, 17, № 6, с. 3—10.
126. *Поликарпов Г. Г., Тимошук В. И., Соколова И. А., Парчевский В. П.* Стронций-90 в р. Дунай и прилегающей международной зоне Черного моря / Радиоэкол. исслед.— Там же, 1967, 3, № 6, с. 68—71.
127. *Поликарпов Г. Г., Кулебакина Л. Г.* Способность водорослей накапливать радиостронций в воде разной солености.— В кн.: Радиоэкологические исследования Средиземного моря. Киев : Наук. думка, 1970, с. 138—150.
128. *Поликарпов Г. Г., Цицугина В. Г., Токарева А. В.* Инкорпирование радионуклидов в хромосомы динофлагеллят.— В кн.: Хеморадиоэкология пелагиали и бентали. Киев : Наук. думка, 1974, с. 247—255.
129. *Поликарпов Г. Г., Зесенко А. Я., Егоров В. Н. и др.* Применение радионуклидных методов в исследовании продукционных процессов и динамики органического вещества в океане.— Мор. гидрофиз. исслед., 1976, № 3 (74), с. 116—124.
130. *Поликарпов Г. Г., Зесенко А. Я., Пархоменко А. В.* Кинетика накопления некоторых радионуклидов морскими бактериями.— Гидробиол. журн., 1978, 14, № 5 с. 77—83.
131. *Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н.* Здатність морських екосистем до видалення радіоактивних і хімічних забруднень із фотичного шару.— Вісн. АН УРСР, 1980, № 12, с. 80—86.
132. *Поликарпов Г. Г., Тимошук В. И., Зесенко А. Я. та ін.* Процес відновлення чистоти (за стронцієм-90) вод у гирлі Дунаю і прилеглий частині Чорного моря.— Там же, № 9, с. 86—89.
133. *Прокофьева-Бельговская А. А.* Радиационное поражение хромосом на ранних стадиях развития лосося.— Цитология, 1961, 3, № 4, с. 437.
134. *Перехрест С. М., Перехрест В. С.* Деякі проблеми водного балансу та екологічних умов басейну Чорного моря.— Вісн. АН УРСР, 1975, № 4, с. 90—92.
135. *Работнова И. Л., Иванова И. И.* Рост и развитие микробных культур.— В кн.: Успехи микробиологии. М. : Наука, 1970, т. 7, с. 67—107.
136. *Радиковская М. А., Леонова В. В.* Тихий океан, гидрология. Структура вод и водные массы.— М. : Наука, 1968.— 265 с.
137. *Радиационная дозиметрия* / Под ред. Д. Хайна, Г. Браунелла.— М.: Изд-во иностр. лит., 1958.— 758 с.
138. *Радиохемозкология* Черного моря / Под ред. Г. Г. Поликарпова, Н. С. Рисика.— Киев : Наук. думка, 1977.— 231 с.

139. Радосавлевич Р., Тасовацт. Зарич М. и др. Биогеохимическое поведение железа, кобальта и хрома в р. Дунай и оз. Джердан.— В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Наука, 1979, т. 1, с. 204—212.
140. Рисик Н. С. Агрегаты атомов естественных радиоактивных элементов в черноморских растениях и животных.— В кн.: Радиохемэкология Черного моря. Киев: Наук. думка, 1977, с. 57—65.
141. Рогозкин В. Д., Андрианова И. Е., Разоренова В. А. и др. Противолучевые свойства дрожжевых полисахаридов.— Радиобиология, 1974, 4, вып. 5, с. 773—776.
142. Рожанская Л. И. Цинк и кобальт в воде и гидробионтах пелагиали.— В кн.: Хеморадиоэкология пелагиали и бентали. Киев: Наук. думка, 1974, с. 40—55.
143. Романкевич Е. А. Геохимия органического вещества в океане.— М.: Наука, 1977.— 256 с.
144. Ромашов Д. Д., Беляева В. Н., Головинская К. А. и др. Радиационное поражение рыб.— В кн.: Радиационная генетика. М.: Изд-во АН СССР, 1961.— 247 с.
145. Ромашов Д. Д., Беляева В. Н. О сохранении радиационных повреждений хромосом в эмбриогенезе рыб.— Генетика, 1966, № 4, с. 4—15.
146. Рындина Д. Д. Содержание и накопление стронция в морских грунтах и растениях.— В кн.: Проблемы радиоэкологии водных организмов. / Тр. Ин-та экологии растений и животных, 1971, вып. 78, с. 40—47.
147. Рындина Д. Д. Роль некоторых высокомолекулярных соединений бурых водорослей в извлечении стронция-90 из морской воды.— Гидробиол. журн., 1973, 9, № 2, с. 34—39.
148. Рындина Д. Д., Поликарпов Г. Г. Роль полисахаридов *Cystoseira barbata* (Good et Wood) в извлечении некоторых радионуклидов из морской воды.— Там же, 1974, 10, № 5, с. 80—84.
149. Рындина Д. Д. Накопление и фиксация радионуклидов водорослевыми полисахаридами.— Там же, 1976, 12, № 2, с. 45—48.
150. Рындина Д. Д. Роль отдельных классов органических соединений бурой водоросли *Cystoseira barbata* в концентрировании радионуклидов из морской воды.— В кн.: III Всесоюз. совещ. по мор. альгологии — макрофитобентосу. Киев: Наук. думка, 1979, с. 110—111.
151. Сальников Н. Е. Рыбное хозяйство низовьев Дуная в связи с комплексным использованием водных и земельных ресурсов.— В кн.: Лимнологические исследования Дуная. Киев: Наук. думка, 1969, с. 400—412.
152. Сауроз М. М. О радиоактивной загрязненности рыбы при обитании в воде, содержащей стронций-90.— В кн.: Тр. Всесоюз. конф. по мед. радиологии. М.: Медгиз, 1957, с. 74—77.
153. Сводный отчет о результатах научной экспедиции специалистов стран — членов СЭВ по изучению радиоактивности реки Дунай.— М.: Атомиздат, 1979.— 47 с.
154. Севанькаев А. В., Лучник Н. В. Влияние гамма-облучения на хромосомы человека. Сообщ. 8. Цитологический эффект низких доз при облучении in vitro.— Генетика, 1977, 13, № 3, с. 524—532.
155. Середа Г. А., Бобровникова Ц. И. Стронций-90 в воде пресных водоемов Советского Союза. ГКАЭ.— Докл. ООН, А/АС 82 (GI) L — 896. New York, 1964.— 24 с.
156. Симоненко Д. А. К вопросу о генетической эффективности радиоизотопов, могущих входить в состав молекул дезоксирибонуклеиновой кислоты.— Радиобиология, 1963, 3, вып. 5, с. 633.
157. Соколова И. А. Кальций, стронций-90 и стронций в морских организмах. Киев: Наук. думка, 1971.— 238 с.
158. Соколова И. А., Парчевский В. П. О различии коэффициентов накопления стронция-90 из радиоактивных выпадений и природного стронция в организмах Черного моря.— Докл. АН СССР, 1971, 199, № 4, с. 956—958.
159. Сорокин Ю. И. О применении радиоактивного углерода для изучения питания и пищевых связей водных животных.— Тр. Ин-та биологии внутр. вод, 1966, вып. 12, с. 75—119.
160. Сорокин Ю. И. Продукция микрофлоры.— В кн.: Биология океана: Биол. продуктивность океана. М.: Наука, 1977, т. 2, с. 209—233.
161. Сорокин Ю. И., Петипа Т. С., Павлова Е. В. Количественное исследование пи-

- шевой роли морского бактериопланктона.— Океанология, 1970, 10, вып. 2, с. 332—340.
162. Сорокин Ю. И., Павельев Е. В., Васильева М. И. Продуктивность и трофическая роль бактериопланктона в районе экваториальной дивергенции.— Тр. Ин-та океанологии АН СССР, 1975, 102, с. 184—198.
 163. Старик И. Е., Кузнецов Ю. В., Николаев Д. С. и др. Распределение радиоэлементов в осадках Черного моря.— Докл. АН СССР, 1959, 129, № 5, с. 1142—1145.
 164. Тарусов Б. Н. Физико-химические механизмы биологического действия ионизирующих излучений.— Успехи совр. биологии, 1957, 64, № 2, с. 173—185.
 165. Тарусов Б. Н. Первичные процессы лучевого поражения.— М.: Госатомиздат, 1962.— 96 с.
 166. Тимофеева Н. А., Алышц Л. К. Влияние хронического облучения на развитие икры щуки (*Esox lucius* L.).— Тр. Ин-та биологии Урал. фил. АН СССР, 1970, 74, № 8, с. 81.
 167. Тимощук В. И. Стронций-90 в средиземноморском бассейне (характеристика географического распределения): Автореф. дис. ... канд. геогр. наук.— М., 1970.— 16 с.
 168. Тимощук В. И. Стронций-90 в контактном слое вода — атмосфера.— В кн.: Радиоэкология водных организмов. Рига: Зинатне, 1973, ч. 2, с. 210—218.
 169. Тимощук В. И., Соколова И. А. Радиоэкологические исследования Дуная и прилегающей части Черного моря.— В кн.: Морская радиоэкология. Киев: Наук. думка, 1970, с. 142—151.
 170. Титлянова А. А., Иванов А. И. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации.— Докл. АН СССР, 1961, 136, № 3, с. 234—239.
 171. Тиховская Э. П. Некоторые данные о величинах pH в тканях водорослей Черного моря.— Тр. Севастоп. биол. станции, 1932, т. 3, с. 1—11.
 172. Трошин А. С. О связанном и свободном натрии в скелетах лягушки.— Биофизика, 1957, 2, вып. 5, с. 617—627.
 173. Удинцев Г. Б. Тихий океан, геоморфология и тектоника дна Тихого океана.— М.: Наука, 1972.— 390 с.
 174. Федорук С. М. Стимулирующее действие γ -облучения и солености на рост артемии салина Z.— Гидробиол. журн., 1983, 19, № 5, с. 98—100.
 175. Финенко З. З., Крупаткина Д. К., Заика В. Е. Взвешенное органическое вещество и соотношение его компонентов в Средиземном море.— В кн.: Биологическая структура и продуктивность планктонных сообществ в Средиземном море. Киев: Наук. думка, 1975, с. 103—108.
 176. Финенко З. З., Остапеня А. П. Вертикальное распределение взвешенного органического вещества в тропических водах Тихого океана.— В кн.: Функционирование пелагических сообществ в тропических водах Тихого океана. М.: Наука, 1977, с. 246—251.
 177. Хайлов К. М. Экологический метаболизм в море.— Киев: Наук. думка, 1971.— 252 с.
 178. Хайлов К. М. Биохимическая трофодинамика в морских прибрежных экосистемах.— Киев: Наук. думка, 1974.— 110 с.
 179. Цыцугина В. Г. Действие никорпорированных радионуклидов на хромосомный аппарат морских рыб.— В кн.: Морская радиоэкология. Киев: Наук. думка, 1970, с. 129.
 180. Цыцугина В. Г. Хромосомный набор, митотическая активность и темп естественного хромосомного мутирования в эмбриональных клетках некоторых средиземноморских рыб.— В кн.: Радиоэкологические исследования Средиземного моря. Киев: Наук. думка, 1970, с. 104—111.
 181. Цыцугина В. Г. Спонтанная хромосомная изменчивость у пелагических животных в Атлантическом и Тихом океанах.— В кн.: Радиоэкология водных организмов: Влияние ионизирующей радиации на гидробионты. Рига: Зинатне, 1973, т. 3, с. 95—101.
 182. Цыцугина В. Г. Кариологический анализ *Calanus (Neocalanus) robustior* (Calanidae).— Зоол. журн., 1974, 53, вып. 10, с. 1568—1569.
 183. Цыцугина В. Г. Кариологическое исследование *Scolecithrix danae*.— Цитология, 1975, 17, № 2, с. 209—212.

184. *Цыцугина В. Г.* Хромосомное мутирование у планктонных организмов Индийского океана.— В кн.: Комплексные исследования МГИ АН УССР в Индийском океане. Севастополь : 1977, с. 186—191.
185. *Цыцугина В. Г.* Хромосомная изменчивость морских организмов в природных условиях (к проблеме биологического действия загрязнителей).— В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М. : Наука, 1979, т. 2, с. 94—98.
186. *Цыцугина В. Г.* Спонтанное и индуцированное хромосомное мутирование у рыб на ранних стадиях онтогенеза.— В кн.: Кариологическая изменчивость, мутагенез и гиногенез рыб. Л. : 1980, с. 70—73.
187. *Цыцугина В. Г., Рисик Н. С., Лазоренко Г. Е.* Искусственные и естественные радионуклиды в жизни гидробионтов.— Киев : Наук. думка, 1973.— 152 с.
188. *Шапиро Н. И., Бочкарева Е. М., Белицына Н. В.* Экстрогены и естественная радиочувствительность мышей.— Докл. АН СССР, 1958, 122, № 5, с. 802—805.
189. *Шведов В. П., Юзэфович Л. А., Ерошев-Шак В. А. и др.* Определение содержания стронция в Черном море.— В кн.: Радиоактивная загрязненность морей и океанов. М. : Наука, 1964, с. 76—80.
190. *Шведов В. П., Поликарпов Г. Г., Соколова И. А.* Накопление Sr, Ca и ^{90}Sr рыбами морей и океанов.— В кн.: Радиоэкология водных организмов. Рига : Зинатне, 1973, т. 2, с. 263—268.
191. *Шеханова И. А.* Некоторые итоги и перспективы биологических исследований по проблеме радиоактивного загрязнения водных систем.— Тр. ВНИИ Мор. рыб. хоз-ва и океанографии, 1978, 134, с. 7—23.
192. *Шеханова И. А., Воронина Э. А., Кляшторин Л. Б. и др.* Влияние ионизирующей радиации на биологическое состояние рыб.— В кн.: Радиоэкология водных организмов. Рига : Зинатне, 1973, т. 3, с. 7—9.
193. *Шеханова И. А., Панарин А. Б.* Связь дозовых нагрузок у рыб с биогеохимией искусственных радионуклидов в морской воде.— Человек и биосфера, 1980, № 5, с. 135—147.
194. *Шехтман Я. П.* «Фактор времени» в теории биологического действия радиации.— Тр. Ин-та биол. физики, 1955, т. 1, с. 99—100.
195. *Шлегель Г.* Общая микробиология.— М. : Мир, 1972, с. 180—185.
196. *Шумакова Г. В.* Особенности некоторых бактерий накапливать радионуклиды.— В кн.: Материалы обл. конф. молодых ученых Крыма : Тез. докл. Киев : Наук. думка, 1969, с. 26—27.
197. *Яценко Г. К.* Содержание альгиновой кислоты и спирта маннита в *Cystoseira barbata* (Good et Wood).— Науч. докл. высш. шк. Сер. биол. науки, 1963, № 1, с. 149—151.
198. *Agnedal P. O., Barring N. E., Sindhe J. S. et al.* Biological investigations in the water recipient at Studsvik, the research establishment of the Swedish Atomic Energy Company.— In: Proc. 2nd UN Geneve conf. 18 Publ, 174. London, 1958, p. 121—123.
199. *Alexander M.* Microbial ecology.— New York ; London : Wiley, 1971, p. 6—10.
200. *Amiard-Triquet C.* Influence de la salinité et de l'équilibre ionique sur la contamination d'*Arenicola marina* L. (Annelide Polychaeta) par la caesium-137.— J. Exp. Mar. Biol. and Ecol., 1974, 15, N 2, p. 159—164.
201. *Amiard-Triquet C., Amiard J. C.* Contamination de chaînes trophiques marines par le Cobalt-60 (Consommation d'arenicoles contaminées par des plies et des crabes).— Rev. int. oceanogr. med., 1974, 33, p. 49—59.
202. *Ancellin J., Guegueniat P., Germain P.* Radioecologie marine. Etude du devenir des radionucléides rejetés en milieu marin et application à la radioprotection. Paris : Eyrolles, 1979.— 256 p.
203. *Anderson M. A., Mokel F. M., Guillard R. R. L.* Growth limitation of a coastal diatom by low zinc ion activity.— Nature, 1976, 276, N 5683, p. 70—71.
204. *Angelovic J. W., Engel D. W.* Interaction of gamma irradiation and salinity on respiration of brine shrimp (*Artemia salina*) nauplii.— Radiat. Res., 1968, 35, N 1, p. 102—108.
205. *Auerbach S. I., Nelson D. J., Kaye S. V. et al.* Ecological considerations in reactor power plant siting.— In: Environmental aspects of nuclear power stations. Vienna, 1971, p. 804—820 (IAEA STI/PUB/261).

206. *Bachman R. W., Odum E. P.* Uptake of ^{65}Zn and primary productivity in marine benthic algae.— *Limnol. and Oceanogr.*, 1960, 5, № 4, p. 346—355.
207. *Ballardin E., Metalli P.* Estimates of some components of fitness in diploid partenogenetic *Artemia salina* irradiated over several generations.— *Atti. Assoc. genet. ital.*, 1968, 13, p. 341—345.
208. *Beardseth E.* Localization and structure of alginic gels.— In: *Proc. 5th int. seaweed symp.*, 1965. Pergamon Press, 1966, p. 70—78.
209. *Biebl R.* Protoplasmatische Ökologie der Meeresalgen.— *Ber. Dtsch. bot. Ges.*, 1939, 57, N 1, S. 17—27.
210. *Biological effects of transmutation and decay of incorporated radioisotopes*: Proc. of a panel held in Vienna.— IAEA; Vienna, 1968.— 280 p.
211. *Blaxhall P. C.* Fish chromosome techniques — a review of selected literature.— *J. Fish.*, 1975, 7, № 3, p. 315—320.
212. *Blaylock B. G.* Chromosomal polymorphism in irradiated natural populations of *Chironomus*.— *Genetics*, 1953, 153, N 1, p. 131.
213. *Blaylock B. G.* Chromosomal aberrations in natural population of *Chironomus tentans* exposed to chronic low-level radiation.— *Evolution*, 1965, 19, N 3, p. 421—429.
214. *Blaylock B. G.* The productions of chromosoms aberrations in *Chironomus riparius* (Diptera. Chironomidae) by tritiated water, Canad.— *Entomologist*, 1971, 103, p. 448.
215. *Blaylock B. G.* Effects on aquatic biota of radioactive effluents from nuclear power stations : Report of panel on radiation effectson populations dynamics in ecosystems.— Reykjavik: IAEA, 1972.— 138 p.
216. *Blaylock B. G., Trabalka J. R.* Effectiveness of tritium and ^{239}Pu in producing chromosome aberrations in *Chironomus reparius*.— In: *Proc. IAEA Intern. symp. on biological effects of low Level radiation to protection of man and his environment*. Chicago, 1975, p. 123—130.
217. *Bonham K., Seymour A. H., Donaldson L. R. et al.* Lethal effect of x-rays on marine microplankton organisms.— *Science*, 1947, 106, N 2750, p. 245—246.
218. *Bovard P., Foulquier L., Grauby A.* Influence de la salinite de l'eau sur la capacite de fixation du cesium-137 par *Physa acuta* (Drap).— Stuttgart : Verh. Intern. Verein. Limnol., 1969.— 17 p.
219. *Broda E., Desser H., Findennegg G.* Wirkung von Dinitrophenol, Arid and Anaerobiose auf Zinkaufnahme durch algen.— *Naturwissenschaften*, 1964, 51, N 9, p. 361—362.
220. *Bryan G. W.* The accumulation of ^{137}Cs by brackish water invertebrates and its relation to the regulation of potassium and sodium.— *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 1963, 43, N 2, p. 541—565.
221. *Bryan G. W.* The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms.— *Proc. Roy. Soc. London B*, 1971, p. 389—410.
222. *Bryan G. W., Ward E.* Potassium metabolism and the accumulation of ^{137}Cs by *Decapod Crustacea*.— *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 1962, 42, N 2, p. 71—77.
223. *Chen T. R.* Karyological heterogamety of deep-sea fishes.— *Postilla*, 1969, N 130, p. 1.
224. *Chen T. R.* Fish chromosome preparations : air-dried displays of cultured ovarian cells in two killifishes (*Fundulus*).— *J. Fish. Res. Board Can.*, 1970, 27, N 1, p. 158.
225. *Cherry R. D., Shannon L. V.* The alpha radioactivity of marine organisms.— *Atom. Energy Rev.*, 1974, 12, N 1, p. 3—45.
226. *Chipman W., Schommeers E.* Role of surface-associated Vienna organisms in the uptake of radioactive manganese by the clam, *tapes decussatus*. 1968 (IAEA. Radioactivity in the sea; Publ. N 24).
227. *Convention on the prevention of marine pollution by dumping of Jastes and other Matter*.— In: IAEA. (Inform. circ. 10 Jan. 1975, INFCIRC/205/Add 1), p. 1—22.
228. *Cutshall N. H., Renfro W. C., Larsen I. L.* Isotopic dilution of zinc-65 in Oregon coastal waters.— *Health Phys.*, 1972, 20, N 6, p. 865—872.
229. *Draskovic R., Radosavljevic R., Tasovac T. et al.* Interaction between water, trace element and different components in the Danube river.— In: *Radioecology applied to the protection of man and his environment*. Luxemburg, 1972, vol. 2, p. 1167—1177.

230. Dubrovina Z. V., Dolmatova M. Yu., Malkin P. M. et al. The calculation on the dosage of preparations reducing the deposition of ^{90}Sr in the organisms.— Med. Radiol., 1969, 14, N 1, p. 28—31.
231. Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems.— Vienna, 1976.— 131 p. (Techn. Report. IAEA).
232. Elder D. L., Fowler S. W., Polikarpov G. G. Remobilization of sediment-associated PSBs by the worm *Nereis diversicolor*.— Bull. Environ. Contam. and Toxicol., 1979, 21, N 4, p. 448—452.
233. Endo A., Ingalls T. H. Chromosomes of the zebra fish.— J. Hered., 1968, 59, N 6, p. 382—384.
234. Engel D. W., Davis E. M. The effects of gamma-radiation on the survival and growth of brine shrimp *Artemia salina*.— In: Radioecology and energy resour. Proc. 4-th Nat. Symp. Radioecol., Corvallis, Ore., Stroudsburg (Pa), 1976, p. 376—380.
235. Failla M. L., Benedict C. D., Weinberg E. D. Accumulation and storage of Zn^{2+} by *Candida utilis*.— J. Gen. Microbiol., 1976, 94, № 1, p. 23—36.
236. Feldt Ed. Allgemeine berechnungsgrundlagen für die bestimmung der strahlenexposition durch radioactive einleitungen in oberflächengewässer. I. Fließgewässer, Empfehlung der Strahlenschutz kommission. Jan, 1977.— 60 S.
237. Folsom T. R., Feldman C., Rains T. C. Variation of cesium in the ocean.— Science, 1964, 144, N 3618, p. 538—539.
238. Fowler S. W., La Rosa, Heyrad M. et al. Effects of different radiotracer labelling techniques on radionuclide excretion from marine organisms.— Mar. Biol., 1975, 38, N 3, p. 297—304.
239. Fowler S. W., Polikarpov G. G., Elder D. L., Parsi P. et al. Polychlorinated biphenils: Accumulation from contaminated sediments and water by the polychaete *Nereis diversicolor*.— Ibid, 1978, 48, N 4, p. 303—309.
240. Fraizier A., Guary J. C. Recherche d'indicateurs biologiques appropriés au contrôle de la contamination du littoral par le plutonium.— In: Transuranium nuclides in the environment. Vienna, 1976, p. 679—689 (IAEA—SM—199/18).
241. Frantz A. Die Radioaktivität in der österreichischen Donau.— Arch. Hydrobiol. (Donauforschung II), 1967, 4, Suppl. 30.— 340 S.
242. Friebele E. S., Correll D. L., Faust M. A. Relationship between Phytoplankton cell size and the Rate of orthophosphate uptake in situ observations of an Estuarine Population.— Mar. Biol., 1978, 45, N 1, p. 39—52.
243. Georgescu I. I., Cojocaru V. Sur l'identification et la separation radiochimique du radionuclide ^{106}Ru dans certains algues de la mer Noire, côte roumaine.— Rev. Roum. Phys., 1967, 12, N 2, p. 171—176.
244. Georgescu I. I., Lupan S., Cojocaru V. et al. Radioactivity of some marine samples collected from the Black Sea, in relation to the fallout during August 1971 — August 1972.— Thalassia jugosl. (TPJUAP 9, 1/2, A₁—A₃), 1973, p. 205—211.
245. Georgescu I. I., Lupan S., Salagean M. et al. Chemical composition of Danube water, sea water, algae and sediments of the Black Sea determined by the analytical methods and instrumental neutron activation analysis.— Thalassia 'jugosl. (TPJUAP 9, 1/2—A₁—A₃), 1973, p. 88—101.
246. Georgescu I. I., Hupan S., Cojocaru V. et al. On the radioactivity of some marine samples collected from the Black Sea, in relation to the fallout during August 1971 — August 1972.— Rapp. P.— V. Reun., Comm. Int. Explor. Sci. Mer. Mediter. Monaco, 1974, 22, N 8, p. 33—34.
247. Georgescu I. I., Salagen M., Lupan S. Instrumental neutron activation analysis and chemical composition of the sediments collected at 200 m depth on the floor of the Black sea.— Rapp. P.— V. Reun. Comm. Int. Explor. Sci. Mer. Mediter. Monaco, 1976, 23, N 7, p. 87—88.
248. Georgescu I. I., Salagen M., Lupan S. On the identification of some neutron induced nuclides in Black sea water.— Ibid., p. 157—158.
249. Georgescu I. I., Sirbu M. On the alpha, beta and gamma radioactivity of Danube river and Romanian Black sea shore during 1977—1978.— Rapp. Comm. Int. Mer. Mediter Monaco, 1979, 25/26, N 5, p. 95—97.
250. Glasser R. Beitrag zur Frage der Tragerabhängigkeit bei der Anreicherung radioaktiver Isotope durch Wasserorganismen aus wasseriger Lösung.— Biol. Zbl., 1962, 81, N 5, S. 17—27.

251. *Godward M. B. E.* Resistance of Algae to Radiation.— *Nature*, 1960, 185, N 4714, p. 706—707.
252. *Gold T. R.* A fast and easy method for chromosome Karyotyping in adult teleosts.— *Progr. Fish Cult.*, 1974, 36, N 1, p. 169.
253. *Grosch D. S., Erdman H. E.* X-ray effects on adult *Artemia*.— *Biol. Bull.*, 1955, 108, N 3, p. 277—282.
254. *Guay J. C., Fraizier A.* Etude comparee des teneurs en plutonium chez divers mollusques de quelques sites littoraux francais.— *Mar. Biol.*, 1977, 4, N 3, p. 263—267.
255. *Gusev D. I.* Health criteria for estimating acceptable contamination of coastal waters by radionuclides.— In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*. Vienna : IAEA, 1975, p. 363—372.
256. *Gutkuecht J.* Mechanism of radioactive zinc uptake *Ulva lactuca*.— *Limnol. and Oceanogr.*, 1961, 6, N 4, p. 426—431.
257. *Gutkuecht J.* ⁶⁵Zn uptake by benthic marine algae.— *Ibid.*, 1963, 8, N 1, p. 31—38.
258. *Gutveib L. G., Benzhitsky A. G., Lebedeva M. N.* Synthesis of biologically active substances in B₁₂ vitamin groups of the bacterioneuston of the tropical Atlantic.— In: *Atti 5° coll. international oceanografia medica*. Messina, 1973, p. 161—175.
259. *Gyldenholm A. O., Scheol J. J.* Chromosome numbers of fishes.— *J. Fish. Biol.*, 1971, 3, N 4, p. 479—486.
260. *Hamilton E. I.* Concentration and Distribution of Uranium in *Mytilus edulis* and Associated Materials.— *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 1980, 2, N 1, p. 61—73.
261. *Hampson M. A.* Uptake of radioactivity by aquatic plants and location in the cells: The effect of pH on the strontium-90 and yttrium-90 uptake.— *J. Exp. Bot.*, 1967, 19, N 54, p. 17—33.
262. *Haug A.* Composition and properties of alginates.— *Norwegian Inst. of Seaweed Res.* N. T. H. TRYKK, 1964, rep. 30.— 123 p.
263. *Haug A., Larsen B.* A study on the constitution of alginic acid by partial acid hydrolysis: — In: *Proc. 5th Intern. seaweed symp.* 1965, Pergamon press, 1966, p. 98—103.
264. *Heckman J. H., Brubaker P. E.* Chromosome preparation from fish blood leukocytes.— *Progr. Fish. Cult.*, 1970, 32, p. 206.
265. *Herrmann H., Ruf M., Hübel K. et al.* Radioecological effects of a nuclear power plant on a river system, as demonstrated by the Gundremmingen BWR on the Danube.— In: *Impact of nuclear releases into aquatic environment*. Vienna : IAEA, Proceedings of a Symposium. Otaniemi Finland, 30 June — 4 July, 1975, p. 461—472.
266. *Hesp R., Ramsbottom B.* Effect of sodium alginate in inhibiting uptake of radio-strontium by the human body.— *Nature*, 1965, 208, N 5017, p. 1341—1342.
267. *Hetherington J. A., Jefferies D. F., Lovett M. B.* Some investigations into the behavior of plutonium in the marine environment.— In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment* : *Proc. symp.* Otaniemi, Finland, 30 June—July 1975, Vienna : IAEA, 1975, p. 193—212.
268. *Holm E., Ballestra S., Fukai R., Beasley T. M.* Particulate plutonium and americium in Mediterranean surface waters.— *Oceanol. acta*, 1980, 3, N 2, p. 157—160.
269. *Howell W. M.* Somatic chromosomes of the Black Ghost Knife-fish, *Apternotus albifrons*.— *Copeia*, 1972, N 1, p. 191—193.
270. *Hübel K. K., Ruf M., Herrmann H.* Radioecological investigation on the upper reaches of the river Danube.— In: *Comparative studies of good and environmental contamination*, Vienna : IAEA, 1974, p. 105—122.
271. *Hübel K., Ruf M.* Radioecologische Analyse der Donau.— In: *Kernenergie und Umwelt*. Berlin : F. R. Schmidt, 1976, p. 224—232.
272. *Hübel K., Herrmann H., Ruf M.* Long-term accumulation factors for fish and sediments in the Bavarian Danube area.— In: *Biol. implic. radionucl. released nucler. ind.* : *Proc. intern. symp.*, Vienna, 1979, vol. 2, p. 363—377.
273. *Recommendations of the International commission on radiological protection International Commission on radiological protection* (adopted Sept. 17, 1965). Publ. 9.— Oxford : Pergamon press, 1966.— 21 p.
274. *International energy agency* : Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems.— Vienna : IAEA, 1976.— 231 p. (Techn. Repts. Ser. N 172).

275. *Iwasaki T.* Sensitivity of *Artemia* eggs to the γ -irradiation: II. Effects of water content.— *J. Radiat. Res.*, 1964, 5, p. 76—81.
276. *Iwasaki T.* Sensitivity of *Artemia* eggs to the γ -irradiation. III. Modification of amount of radiation-induced free radicals by post-irradiation treatments.— *Intern. J. Radiat. Biol.*, 1966, 11, N 2, p. 153—159.
277. *Iwasaki T.* Effects of fast neutrons and ^{60}Co -rays on *Artemia*.— *Nuclear Science Abstracts*, 1973, 27, N 2, p. 2819.
278. *Iwasaki T., Kumamoto Y.* The effect of oxygen on the radiation sensitivity of *Artemia* eggs: a preliminary result of OER on dry eggs.— *Radiat. Res.*, 1976, 67, N 1, p. 168—172.
279. *Jannasch H. W., Jones C. E.* Bacterial populations in seawater as determined by oleterent methods of enumeration.— *Limnol. and Oceanogr.*, 1959, 4, N 1, p. 128—139.
280. *Johannes R. E.* Uptake and release of phosphorus by a benthic marine amphipod.— *Ibid.*, 1964, 9, N 2, p. 235—273.
281. *Jones G. E.* Metal organic complexes — formed by marine bacteria.— *Ocass. Pull. Ins. Mar. Sci. Univ. Alaska*, 1970, 1, N 2, p. 310—319.
282. *Kelemen L.* A Duna radioaktiv szennyezesei es hatasanak megetelese.— *Hidrol. közl.*, 1975, 55, N 8, p. 347—357.
283. *Kelemann L., Borfai S., Meszner J.* Proposition for the international control of radioactive contamination of the Danube, in accordance with the atomic energy development programmes of Danube countries.— *Izotopetchnika*, 1973, 16, N 12, p. 654—662.
284. *Khan U., Hiyama Y.* Mutual effects of Sr-Ca upon their uptake by fish and freshwater plants.— *Records Oceanogr. Works Jap.*, 1964, 7, N 2, p. 107—122.
285. *Khfaji K. A., Norton T. A.* The effects of salinity on the distribution of *Fucus ceranoides*.— *Estuarine and Coast Mar. Sci.*, 1979, 8, N 5, p. 433—439.
286. *Kligerman A. D., Bloom S. E., Howell W. M.* Umbra limi: a model for the study of chromosome aberrations in fishes.— *Mutat. Res.*, 1975, 31, N 4, p. 225—233.
287. *Kligerman A. D., Bloom S. E.* Rapid chromosome preparations from solid tissues of fishes.— *J. Fish Res. Board Can.* 1977, 34, N 2, p. 266—269.
288. *Korkisch J., Sorio A.* Determination of seven trace elements in natural water separation by solvent extraction and anion-exchange chromatography.— *Anal. chim. acta*, 1975, 79, p. 207—218.
289. *Kucerova M., Anderson A. J., Buckton K. E., Evans H. H.* X-ray induced chromosome aberrations in human peripheral blood lymphocytes. The response to low levels of exposure in vitro.— *Internat. J. Radiat. Biol.*, 1972, 21, N 2, p. 388.
290. *Larsen I. L., Renfro W. C., Cutshall N. H.* Zinc-65 specific activity in *Mutilus californianus* tissues.— In: *Radionuclides in ecosystems: Proc. 3-d nat. symp. radioecology*, May 10—12, 1971. Oak Ridge (Tenn), 1973, vol. 2, p. 747—752.
291. *Lear Z. W., Openheimer C. H.* Biological removal of radioisotopes ^{90}Sr and ^{90}Y from sea water by marine microorganisms.— *Limnol. and Oceanogr.*, 1962, 7, N 1, p. 44—52.
292. *Longwell A. C.* Chromosome mutagenesis in developing mackerel eggs sampled from the New York Bight.— *NOAA Techn. Mem. ERL MESA-7*, 1976, p. 61.
293. *Lowman F. C., Rice T. R., Richards F. A.* Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms.— In: *Radioactivity in the marine environment*. Washington, 1971, p. 161—199.
294. *Luci C., Jelisaucic O.* Uptake of ^{137}Cs in some marine animals in relation to the temperature, salinity, weight and moulting.— *Intern. Rev. gesamt. hydrobiol.*, 1970, 50, N 5, p. 783—796.
295. *McPhail J. D., Jones R. L.* A simple technique for obtaining chromosomes from teleost fishes.— *J. Fish. Res. Board Can.*, 1966, 23, N 5, p. 767.
296. *Metalli P., Ballardin E.* Effects of X-radiation on the life span of various strains of *Artemia salina* Leach.— *Boll. zool.*, 1965, 32, p. 587—602.
297. *Methodology for Assessing impacts of radioactivity on Aquatic Ecosystems.*— Vienna: IAEA, 1979.— 416 p. (Techn. Rep.; N 190).
298. *Miettinen J. K., Jaakkola T., Järvinen M.* Plutonium isotopes in aquatic foodchains in the Baltic Sea.— In: *Impacts on nuclear releases into the aquatic environment: Proc. symp. Otaniemi, Finland, 30 June-4, July, 1975*. Vienna: IAEA, 1975, p. 147—155.

299. *Monfort C.* Die Trockenresistenz der Gezeitenpflanzen und die Frage der Übereinstimmung von Standort und Vegetation.— Ber. Dtsch. bot. Ges., 1937, 55, S. 113—117.
300. *Morgan C. B.* The absorption of radioisotopes by ceratin microorganisms.— Quart. J. Fla Acad. Sci., 1962, 24, N 1, p. 94—100.
301. *Murakami M., Hirokawa K.* Electron microscope autoradiography of Kidney after administration of ^{210}Pb in mice.— Nature, 1973, 245, N 5421, p. 153.
302. *Murray C. N., Fukai R.* Adsorption — desorption characteristics of plutonium and americium with sediment particles in the estuarine environment.— In: Impacts of nuclear releases into the aquatic environment. Vienna, 1975.— (Reprint; IAEA-SM-198/28), p. 179—192.
303. *Muty T. S.* Seismic sea water tsunami.— Bull. Dep. Fish. and Environ. Fish. and Mar. Sericeo, 1977, N 198, p. 337.
304. *Natamura R., Nakahara M., Ichii T. et al.* Combining of radionuclides with constituent materials of marine algae.— Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 1979, 45, N 6, p. 757—762.
305. *Nichols W.* Cytogenetic techniques in mutagenicity testing.— Agents and Actions, 1973, 3, N 2, p. 86—92.
306. *Noshkin V. E.* Ecological aspects of plutonium dissemination in aquatic environments.— Health Phys., 1972, 22, N 6, p. 537—549.
307. *Noshkin V. E., Wong K. M., Eagle R. J.* Plutonium concentrations in fish and sea water from Kwajalein Atoll.— Ibid., 1979, 37, N 4, p. 549—556.
308. *Ocubo A.* A review of theoretical models for turbulent diffusion in the sea.— J. Oceanogr. Soc. Jap., 1962, N 6, p. 318.
309. *Ojima Y., Hitotsumachi S., Hayashi M.* A blood culture method for fish chromosomes.— Japan. J. Genetics, 1970, N 2, p. 161.
310. *Ord J. K.* Families frequency distribution.— Charles Griffin and Company Limited. London, 1972.— 230 p.
311. *Ottendorfer L. J.* Conventional and radioactive pollutants of inland waters in Austria.— In: Radiological impacts of releases from nuclear facilities into aquatic environment: Proc. Intern. symp., held by the IAEA. Otaniemi, Finland, 1975a. Vienna: IAEA, 1975, p. 395—402.
312. *Ottendorfer L. J.* Impact of the thermal discharges on the ecosystems of the Austrian Danube.— In: Present situation and future development in environment: Effects of cooling systems at nuclear power station. Vienna: IAEA, 1975b, p. 785—794.
313. *Painter R. B., Drew R. M., Hughes W. L.* Inhibition of Hela growth by interanuclear tritium.— Science, 1958, 127, N 3308, p. 1248.
314. *Parkhomenko A. V., Egorov V. N., Zesenko A. Ja., Polikarpov G. G.* The concentrating function of marine microorganisms in relation to radionuclides.— In: Isotope marine chemistry, 1980, p. 119—134.
315. *Pentschev A., Kovatschev D., Georgieva M., Stankova E.* Radioaktivitätssuntersuchungen an Donau-wasser und Fischen im bulgarischen Donauabschnitt in der Zeit von 1964 bis 1974.— In: 18. Jahrs Arbeitstagung der Intern. Arbeitsgemeinschaft Donau-forschung. Regensburg, 1975, S. 31—36.
316. *Percival R., McDowell R. H.* Chemistry and enzymology of marine algae polysaccharides.— London; New York: Acad. press, 1967.— 218 p.
317. *Peroni C.* The possible role of marine bacteria in the recycling of radionuclides in sea water.— Rev. Intern. Oceanogr. Med., 1970, 20, p. 53—77.
318. *Phillips D. J. H.* Effects of salinity on the net uptake of zinc by the common mussel *Mytilus edulis*.— Mar. Biol., 1977, 41, N 1, p. 79—88.
319. *Pickering D. C., Lucas Y. W.* Uptake of radiostrontium by an algae and the influence of calcium ion in the water.— Nature, 1962, 193, N 1066, p. 44—45.
320. *Pillai K. C., Smith R. C., Folsom T. R.* Plutonium on the marine environment.— Nature, 1964, 203, N 4945, p. 568—571.
321. *Podanu G., Iancu E.* Der Gehalt an ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H und ^{131}I in Ober flächenwasser und Ablagerungen der Donau, olt und Arges sowie in Milchproben für das Jahr 1972.— In: 18. Jahres Arbeitstagung der Intern. Arbeitsgemeinschaft Donauforschung. Regensburg, 1975, S. 57—66.
322. *Polikarpov G. G.* Radioecology of aquatic organisms.— Amsterdam; New York:

- Amsterdam : North. Holland publ. co.; New York : Reinhold book Div., 1966.— 314 p.
323. *Polikarpov G. G.* Effects of ionizing radiation on aquatic organisms (Chronic irradiation).— In: *Alcuni aspetti di radioecologia: Associazione Italiana di Fisica Sanitaria e di Protezione contro le Radiazioni* (20 Congresso Nazionale, Bologna, 1977). Bologna : Poligrafici Parma, 1978, p. 25—46.
 324. *Polikarpov G. G.* Radiation hydrobiology : Beginning to the present (1896—1979).— In: *Management of environment* / Ed. by B. Patel New Delhi : Wiley Eastern Ltd., 1980, p. 287—301.
 325. *Polikarpov G. G., Zaytsev Yu. P., Barinov G. V. et al.* General features of concentration processes of radioactive substances by hydrobionts in different seas of the World Ocean.— In: *Radioecological concentration processes.*— London press, 1967, p. 771—791.
 326. *Polikarpov G. G., Elder D. L., Fowler G. W., Benayoun G., Parsi P., Villeneuve J. P. et al.* Sediments water and food chains as sources of chlorinated hydrocarbons for benthic organisms in the Mediterranean Sea.— In: *4-es journées d'études sur les pollutions marines en Méditerranée* (Antalya, 24—27 Novembre, 1978). Antalya 1979, p. 281—284.
 327. *Popov N. I.* Experimental determination of the physico-chemical state of cerium—144 in sea water.— In: *Reference methods for marine radioactivity studies*, 118. Vienna : IAEA, 1970, p. 313—318.
 328. *Possingham J. V., Brown R.* Intracellular incorporation of iron 59 into the root cells of Pisum.— *Nature*, 1957, 180, N 4587, p. 653.
 329. *Pritchard D. W., Okubo A., Carter H. H.* Observations and theory of eddy movement and diffusion of an introduced tracer material in the surface layers of the sea.— In: *Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters.* Vienna : IAEA, 1966, p. 397—424.
 330. *Progress rept ; N 7.* On the intercalibration of analytical methods on marine radioactivity.— Monaco : IAEA, 1973.— 16 p.
 331. *Progress rept ; N 18.* Intercalibration of analytical methods of marine environmental samples. Intern. labor. of marine radioactivity.— Monaco : IAEA, 1978.— 15 p.
 332. *Radiation dosimetry* / F. H. Attix, W. C. Roesch, E. Tochilin.— New York ; London, 1966.— Vol. 1. 653 p.
 333. *Radioactivity in the marine environment.*— Washington ; Nat. Acad. Sci. 1971.— 272 p.
 334. *Radosavljević R., Tasovac T.* Capture of cobalt-60 by suspended particles in the Danube.— *Proc. Intern. symp. radioecology.* Cadarache, 1969, p. 83—92.
 335. *Radosavljević R., Drašković R., Filip A. et al.* Nuclear techniques in studies of dispersion and some other properties of the Danube.— In: *Isotope hydrology : Proc. symp.*, Vienna; IAEA, 1970, p. 497—507.
 336. *Radosavljević, Tasovac T.* Die unterchung der radioaktivität der Donau.— *Arch. Hydrobiol. Donauforschung*, 1971, 4, suppl. 36, p. 402—404.
 337. *Radosavljević R., Tasovac T., Zarić M.* Concentration factors of Cr in the Danube and the maximum permissible concentration levels.— *Arch. biol. nauk.*, 1973, 25, N 3/4, p. 159—165.
 338. *Radosavljević R., Tasovac T., Drašković R. et al.* Complex behavior of cobalt in the Danube river.— *Arch. Hydrobiol. Donauforschung*, 1973, suppl. 441, p. 241—248.
 339. *Rigler F. H.* The uptake and release of inorganic phosphorus by *Daphnia magna* straus.— *Limnol. and Oceanogr.*, 1961, 12, p. 1—126.
 340. *Rosental H. L.* Accumulation of strontium-90 and calcium-45 by fresh water fishes.— *Proc. Soc. Exp. Biol. and Med.*, 1960, 104, N 1, p. 19—25.
 341. *Ruf M.* Die kontamination der Fließgewässer durch radioactive Substanzen mit besonderer Berücksichtigung der Flusstäufen.— *Wasserwirtschaft*, 1968.— Suppl. 1. 16S.
 342. *Ruf M.* Radioökologische Analyse der oberen Donau.— In: *Intern. symp. radioecol. appl. protection man and his environment*, Rome, 1971. Luxemburg, 1972, vol. 1, p. 477—509.
 343. *Ruf M.* Radioactive waste water Release from Nuclear Power Plants into the upper Danube.— In: *European study group meeting on radiological and environmental Protection.* Budapest, 1973, p. 17—23.

344. *Schmickel P.* Chromosome aberrations in leulocytes exposed in vitro to diagnostic levels of X-rays.— *Amer. J. Hum. Genet.*, 1967, **19**, N 1, p. 1—10.
345. *Schwidach J.* Surveillance of radionuclides released from nuclear power plants.— In: *Strahlen hygiene* $\frac{9}{76}$. Inst. radiat. hygiene, Federal health office. Heuherberg 1976, p. 102.
346. *Seki H.* Studies on microbial participation to food cycle in the sea.— *J. Oceanogr. Soc. Jap.*, 1966, **22**, N 1, p. 22—32.
347. *Seki H., Taga N.* Removal of radionuclides at different multiplication phases of marine bacteria.— *Ibid.*, 1967, **23**, N 3, p. 136—140.
348. *Serbanescu O., Cuingiglu E., Sandru P.* Some results concerning the radioactivity of the water, sediments and organisms of the Black Sea continental shelf. (Romanian Coastline in 1973). *Thalassia jugosl. (THJUAP)* **9**, $\frac{1}{2}$, A₁—A₃, 1973, p. 231—239.
349. *Squire R. D.* Effects of acute gamme irradiation on the brine shrimp, *Artemia*. Male F₁ reproductive performance following paternal irradiation on nature sperm.— *Biol. Bull.*, 1973, **144**, N 1, p. 192—199.
350. *Sheffy T. B.* Mercury burdens in crayfish from the Nisconsin river.— *Environ. Pollut.*, 1978, **17**, N 3, p. 219—236.
351. *Shepherd J. C.* A simple model for the dispersion of radioactive wastes dumped on the deep sea bed.— *Fish. res. techn. Rept.*, 1976, N 29, p. 48—59.
352. *Skaar H., Ophus E., Gullvag B. M.* Lead accumulation within nuclei of moss leaf cells.— *Nature*, 1973, **241**, N 5386, p. 215—216.
353. *Spooner G. M.* Observations of absorption of radioactive strontium and yttrium by marine algae.— *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 1949, **28**, N 3, p. 587—625.
354. *Stages of oocytes in parthenogenetic diploid Artemia salina L.*—*Mutat. Res.*, 1965, **2**, N 5, p. 452—457.
355. *Stankova E., Kovatschev D., Pentschev A. et al.* Beobachtungen über die Radioaktivität der Donau längs des bulgarischen Ufers.— In: *Limnologische Berichte der X X Jubileumstagung, Bulgarische Akademie der Nissenschaften, Sofia*, 1968, S. 97—103.
356. *Starr T. I., Iones N. E., Mariner D.* The production of vitamin B₁₂ active substances by marine bacteria.— *Limnol. and Oceanogr.*, 1957, **2**, N 2, p. 114—119.
357. *Steffensen D. M.* Divalent metals in the structure of chromosomes: The cell nucleus.— In: *Proc. Informal meeting beld of the department of radiotherapeutics*. London: Univ. Cambridge, 1960, p. 213.
358. *Styron C. E., Hagau T. M., Campbell D. R. et al.* Effects of temperature and salinity on growth and uptake of ⁶⁵Zn and ¹³⁷Cs for Six marine algae.— *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 1976, **56**, N 1, p. 13—20.
359. *Sugiura Y., Saruhashi K., Miyake Y.* Evaluation on the disposal of radioactive wastes into the North Pacific.— *Pap. Meteor. Geophys.*, 1976, **27**, N 3, p. 81—87.
360. *Taira K.* Deep and bottom current measurements in an arca adjacent to the proposed waste dump site.— In: *Proc. 3rd new semin. mar. radioecol.*, Tokyo, 1979. Paris, 1980, p. 69—77.
361. *Tasovac T., Radosavljević R.* Ergebnisse systematischer messungen der β - und γ -radioaktivitat in der Donau in den Jahren, 1958—1967 im gebiet von Vinca.—*Arch. Hydrobiol.*, 1969, **4**, N 1, S. 85—91.
362. *Tasovac T., Radosavljević R.* Die verteilung der gesamt — radioaktivitat auf der flüssige phase und die suspendierten im Donauwasser.— *Ibid.*, 1969, **4**, N 1, S. 92—97.
363. *Tasovac T., Radosavljević R., Zarić M.* Beitrag zur kennthis der ⁴⁰K radioaktivitat im Donau — und Savawasser bei Beograd.— In: *16 Arbeitstagung der internationalen arbeit gemeinschaft Donauforschung 17—23 Sept. 1973 in der CSSR. Bratislawa*, 1973, S. 6.
364. *Tasovac T., Radosavljević R., Zarić M.* Environmental characteristics of the Danube river system and the problems of radiological safety standarts.— In: *Population dose evaluation and standards for man and his environment. Vienna: IAEA*, 1974, p. 427—432.
365. *Templeton W. L., Nakatani R. F., Held E. E.* Radiation effects.— In: *Radioactivity in the environment*, Washington, D. S.: Nat. Acad. Sci., 1971, ch. 9, p. 223—239.

366. *The Columbia river estuary and adjacent ocean waters: Bioenvironmental studies.*— Seattle; London: Univ. Washington press, 1972.— 868 p.
367. *Till J. E., Kaye S. V., Trabalka J. R.* The toxicity of uranium and plutonium to the developing embryos of fish.— Oak Ridge, Tennessee, Operated by Union carbide corp. energy res. and development administration, 1976.— 93 p.— (Contract; N W-7405-eng-26).
368. *Tsunogai S., Minagawa M.* Vertical flux organic materials estimated Th-234 in the ocean: Joint oceanographic assembly 1976, FAO.— Rome, 1976.— 156 p.
369. *United Nations.* Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR.— New York, 1977.— 725 p.
370. *Usacev S., Saro S., Chuot M. et al.* Diferencovane sledovanie kontaminacie Dunaja radionuklidmi.— Radioaktiv. a život prostredie, 1979, N 1, p. 5—15.
371. *Veeh H. H., Calvert S. F., Price N. B.* Accumulation of uranium in sediments and phosphorites on the south-west Africa shelf.— Mar. Chem., 1974, 2, N 3, p. 189—202.
372. *Vignes S., Nenot J. C.* Le risque des faibles doses d'irradiation.— Rev. Gen. Nucl., 1979, N 1, p. 54—59.
373. *Vinogradov A. P.* The elementary chemical composition of the marine organisms.— New Haven: Yale Univ., 1953.— 647 p.
374. *Waldron-Edward D.* Studies on the inhibition of intestinal absorption of radioactive strontium. VIII: The effect of alginate-containing diets on water metabolism.— Can. Med. Ass. J., 1968, 99, p. 986—992.
375. *Walker G.* «Coper» Granules in the Barnacle *Balanus balanoides*.— Mar. Biol., 1977, 39, N 4, p. 343—349.
376. *Wiessner W.* Inorganic micronutrients.— In: Physiology and biochemistry of algae / Ed. by R. A. Lewin. New York: Acad. press, 1962, p. 267—286.
377. *Wolfe D. A.* Seasonal variation of cesium-137 from fallout in a clam, *Rangia cuneata* Gray.— Nature, 1967, 215, N 5107, p. 87—94.
378. *Wolfe D. A., Coburn C. B.* Influence of salinity and temperature on the accumulation of cesium-137 by an estuarine clam laboratory conditions.— Health Phys., 1970, 18, N 5, p. 137—146.
379. *Wolfe D. A., Schleske C. L.* Accumulation of fallout radioisotopes by bivalve molluscs from the lower Trend and Neuse Rivers.— In: Proc. 2nd Symp. radioecology / Ed. by D. J. Nelson, F. C. Evasus; U. S. Atomic Energy Commission, 1969, p. 493—504.
380. *Wong K. M., Burke J. C., Bowen V. T.* Plutonium concentration in organisms of the Atlantic Ocean.— In: Proc. 5-th annual report health physics society midyear topical symp.: Health physics aspects of nuclear facility siting, Idaho Falls; Idaho, 3—6 Nov. 1970—1971, vol. 2, p. 529—539.
381. *Woodhead D. S.* Influence of acute irradiation on induction of chromosome aberration in cultured cells of the fish *Ameia splendens*.— In: Biological and environmental effects of low level radiation, 1976, vol. 1, p. 67—76.
382. *Woodhead D. S.* The effects of chronic irradiation on the breeding performance of the guppy, *Poecilia reticulata* (Osteichthyes: Teleostei).— Inf. J. Radiat. Biol., 1977, 32, N 1, p. 1—22.
383. *Woodhead D. S.* Methods of Dosimetry for Aquatic Organisms.— In: Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity on Aquatic Ecosystems.— Techn. Reports. IAEA, 1979, N 190, p. 43—96.
384. *Wright D. A.* The effect of salinity on calcium uptake by the shore crab *Carcinus maenas*.— J. Exp. Biol., 1977, 67, p. 137—146.
385. *Young G.* Chemical nature of the insoluble residue after several extractions in some Rhodophyceae and Phaeophyceae.— In: Proc. Fifth intern. seaweed symp. Halifax (Canada) Oxford etc., 1966, p. 337—346.

Предисловие	3
Экологические проблемы атомной энергетики	5
✓ Радиоэкологические аспекты проблемы удаления радиоактивных отходов в морскую среду (Поликарпов Г. Г.)	5
✓ Выбор модели и расчет последствий аварийного нарушения целостности упаковки с радиоактивными отходами на дне океана: перенос радионуклидов и мощность доз для придонных и донных организмов (Парчевская Д. С.)	7
✓ Океанографическое описание предполагаемого места удаления радиоактивных отходов в Тихом океане (Тимошук В. И.)	14
✓ Динамика уровней загрязнений ^{90}Sr и ^{137}Cs воды и гидробионтов в дельте Дуная и прилегающей части Черного моря (Кулебакина Л. Г., Зесенко А. Я.) . .	16
✓ Влияние солености на накопление радионуклидов морскими макрофитами (Кулебакина Л. Г.)	40
✓ Морские бактерии в накоплении и круговороте радионуклидов в морской воде (Пархоменко А. В.)	65
✓ Влияние света, температуры, солености и pH на накопление ^{65}Zn морскими одноклеточными водорослями (Ивлева Е. В., Парчевский В. П., Ланская Л. А.)	78
✓ Роль отдельных групп органических соединений бурых и зеленых водорослей в концентрировании радионуклидов и их стабильных носителей из морской воды (Рындина Д. Д., Поликарпов Г. Г.)	82
✓ Значение полисахаридов черноморской бурой водоросли цистозиры в извлечении ею ^{123}Te и ^{131}I из морской воды (Рындина Д. Д., Лазоренко Г. Е.) . .	98
✓ Уран и плутоний в морских организмах (Рисик Н. С.)	103
✓ Естественный мутационный процесс в природных популяциях морских организмов и его статистические закономерности (Цыцугина В. Г., Парчевская Д. С.)	113
✓ Цитогенетические исследования в водной радиоэкологии (Цыцугина В. Г.)	120
✓ Роль морских экосистем в миграции химических веществ из поверхностных вод пелагиали (Поликарпов Г. Г., Зесенко А. Я., Егоров В. Н.)	128
Действие ионизирующих излучений на морские организмы	133
✓ Комбинированное действие на артемию γ -облучения, температуры и солености (Радченко Л. А.)	133
✓ Действие γ -облучения на накопительную способность черноморской бурой водоросли цистозиры (Лазоренко Г. Е., Рындина Д. Д.)	149
✓ Действие γ -облучения на ряд одноклеточных водорослей и влияние полисахарида природного происхождения на их выживаемость (Лазоренко Г. Е., Поликарпов Г. Г., Ланская Л. А.)	153
Выводы	162
Список литературы	165

ГЕННАДИЙ ГРИГОРЬЕВИЧ ПОЛИКАРПОВ
ГАЛИНА ЕВДОКИМОВНА ЛАЗОРЕНКО
ЛЮДМИЛА ГРИГОРЬЕВНА КУЛЕБАКИНА
И ДР.

**МОРСКАЯ
РАДИОХЕМОЭКОЛОГИЯ
И ПРОБЛЕМА ЗАГРЯЗНЕНИЙ**

Утверждено к печати ученым советом
Института биологии южных морей
им. А. О. Ковалевского АН УССР

Редактор *Горбань Т. Л.*
Художественный редактор *Калыш Р. И.*
Технический редактор *Березяк Т. С.*
Корректоры *Тищенко Л. М.,*
Чорная Т. Я.

Информ бланк № 6277

Сдано в набор 31.10.83. Подп. к печ. 20.04.84. БФ 33683. Формат
60×90/16. Бум. тип. № 1. Выс. печ. Усл. печ. л. 11,5. Усл.
кр.-этт. 11,5. Уч.-изд. л. 12,24. Тираж 1000 экз. Заказ 3—2873.
Цена 2 р. 20 к.

Издательство «Наукова думка». 252601 Киев 4, ул. Репина, 3.

Отпечатано с матриц Головного предприятия республиканского
производственного объединения «Полиграфкинг». 252057,
Киев, ул. Довженко, 3 в Нестеровской городской типографии.
Нестеров, Львовской обл., ул. Горького, 8. Зак. 2940.