

Виктор Николаевич Егоров —

научный руководитель Федерального исследовательского центра «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН», выпускник кафедры кибернетики и вычислительной техники Севастопольского приборостроительного института, доктор биологических наук, профессор, академик РАН.

В. Н. Егоров

ТЕОРИЯ РАДИОИЗОТОПНОГО И ХИМИЧЕСКОГО ГОМЕОСТАЗА МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS

V. N. Egorov

THEORY OF RADIOISOTOPE AND CHEMICAL HOMEOSTASIS OF MARINE ECOSYSTEMS

Sevastopol IBSS 2019 Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»

В. Н. Егоров

ТЕОРИЯ РАДИОИЗОТОПНОГО И ХИМИЧЕСКОГО ГОМЕОСТАЗА МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

Севастополь ФИЦ ИнБЮМ 2019

Рецензенты:

Миронов Олег Глебович, д-р биол. наук, проф., гл. науч. сотр. ФИЦ «Институт биологии южный морей имени А. О. Ковалевского РАН»;

Коновалов Сергей Карпович, д-р геогр. наук, чл.-корр. РАН, директор ФИЦ «Морской гидрофизический институт РАН».

Егоров В. Н.

Е 30 Теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем / ФИЦ «Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского РАН». – Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2019. – 356 с. ISBN 978-5-6042938-5-0 ; DOI: 10.21072/978-5-6042938-5-0

посвящена изучению и математическому описанию Монография биогеохимических закономерностей взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды. В ней обоснована полуэмпирическая теория радиоизотопного и минерального обмена гидробионтов в масштабе времени протекания сорбционных и метаболических процессов и трофических взаимодействий, параметрически совместимая с современными методами описания баланса вещества и энергии в морских экосистемах. Установлено, что закономерности радиоизотопного и химического гомеостаза в морской среде реализуются в соответствии принципом Ле Шателье — Брауна. Обоснованы критерии оценки экологической ёмкости, ассимиляционной способности биогеоценозов и радиоёмкости водных масс, составляющие базу теории радиоизотопного и минерального гомеостаза морских экосистем. Предложены методы реализации концепции устойчивого развития критических и рекреационных зон Чёрного моря по факторам загрязнения морской среды посредством регулирования баланса между потреблением ресурсов качества вод и их воспроизводством в результате природных биогеохимических процессов.

Монография предназначена для биогеохимиков, экологов и специалистов по морскому природопользованию.

УДК 539.163:574.5(262.5) ББК 24.13+28.080.3(922.8)

Egorov V. N.

Theory of radioisotope and chemical homeostasis of marine ecosystems / A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS. – Sevastopol: IBSS, 2019. – 356 p. ISBN 978-5-6042938-5-0 ; DOI: 10.21072/978-5-6042938-5-0

The monograph is devoted to the study and mathematical description of the biogeochemical regularities of living and nonliving matter interaction with radioactive and chemical components of the marine environment. A semi-empirical theory of the radioisotope and mineral exchange of living and nonliving matter in the marine environment on a time scale of sorption and metabolic processes and trophic interactions is described in the monograph. The theory is parametrically compatible with modern techniques describing the matter and energy balance in aquatic ecosystems. It is established that the laws of the radioisotope and chemical homeostasis in the marine environment are implemented in accordance to the Le Chatelier – Brown principle. The criteria for assessing the ecological capacity, biogeocenoses assimilation capacity, and water masses radiocapacity, which form the basis of the theory of radioisotope and mineral homeostasis of marine ecosystems, are substantiated. Methods for implementing the concept of sustainable development of the critical and recreational zones of the Black Sea according to the marine pollution factors by regulating the balance between the consumption of water quality resources and their reproduction as a result of natural biogeochemical processes are proposed.

The monograph is intended for biogeochemists, ecologists, and specialists in marine environmental management.

Печатается по решению учёного совета ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (протокол № 3 от 28.10.2019).

> © Егоров В. Н., 2019 © ФИЦ ИнБЮМ, 2019 © Копытова О. Ю., макет, 2019

ISBN 978-5-6042938-5-0

введение

Ядерная эра началась в 1945 г. с испытания атомных бомб на полигоне Аламогордо и их первого военного применения над Хиросимой и Нагасаки. Поступление искусственных радионуклидов в моря и океаны с атмосферными осадками и отходами ядерной промышленности стало высоко значимым экологическим фактором загрязнения морской среды (Радиоактивные загрязнения внешней среды, 1962). После первого применения ядерного оружия и в период проведения ядерных испытаний родились новые науки: радиоэкология (Кузин, Передельский, 1956), радиационная биогеоценология (Тимофеев-Ресовский, 1957), морская радиоэкология (Поликарпов, 1964), ядерная гидрофизика (Нелепо, 1970) — и были развёрнуты широкомасштабные исследования закономерностей распределения и миграции радиоактивных веществ в морской среде, а также действия ионизирующих излучений на морские организмы (Шведов, Патин, 1968; Marine Environmental Quality, 1971; Bowen, 1979; Wicker, Shultz, 1982). Озабоченность человечества проблемой глобального радиоактивного загрязнения биосферы привела к заключению в 1963 г. Московского договора о запрещении ядерных взрывов в космосе, в атмосфере и под водой. Было подсчитано, что в результате испытаний атомного оружия в открытых средах, а также в итоге ядерных аварий в Уиндскейле и на Чернобыльской АЭС в 1986 г. поступление осколочных радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ¹³³Xe, ¹³¹I и трансурановых элементов (Summary report..., 1986) в окружающую среду на многие порядки величин превысило вклад от военного применения атомных бомб (Gudiksen et al. 1989). Именно поэтому проблема изучения антропогенного радиоактивного загрязнения морской среды и стала одной из наиболее актуальных задач экологических исследований.

Вторая половина XX в. охарактеризовалась мировой промышленной революцией, связанной с возрастающей ролью технологического применения химических веществ и их соединений. Из публикаций в печати можно почерпнуть, что в настоящее время человечеству известно около 10 млн химических соединений. Их количество продолжает расти примерно на 1000 наименований ежегодно. Бо́льшая их часть может попадать в моря и океаны и оказывать негативное воздействие на живые компоненты экосистем.

Практические усилия по защите морской среды международное сообщество начало предпринимать после окончания Второй мировой войны. В 1958 г. состоялась I Конференция ООН по морскому праву. В 1960-х — начале 1980-х гг. был принят ряд конвенций, направленных на предотвращение загрязнения морской среды и

на ликвидацию его последствий: в 1974 г. — Хельсинкская конвенция по защите морской среды района Балтийского моря (пересмотрена в 1992 г.); в 1976 г. — Конвенция по защите Средиземного моря от загрязнения (Барселона); 1978 г. — Кувейтская региональная конвенция о сотрудничестве в области охраны морской среды от загрязнения (Кувейт); 1992 г. — Конвенция о защите Чёрного моря от загрязнения (Бухарестская конвенция), а также ряд других. В декабре 1972 г. была принята Программа ООН по окружающей среде (ЮНЕП) для развития и консолидации природоохранных программ в системе ООН на основании Резолюции Генеральной Ассамблеи ООН 2997 (XXVII) (Гуреев и др., 2011). В 1977 г. по решению Объединённой группы экспертов (ГЕЗАМП) по научным аспектам морского загрязнения (ИМО, ФАО, ЮНЕСКО, ВМО, ВОЗ, МАГАТЭ, ООН, и ЮНЕП) был принят термин «загрязнение», означающий внесение человеком прямо или косвенно веществ или энергии в морскую среду, в результате чего возникают такие пагубные последствия, как ущерб живым ресурсам, опасность для здоровья человека, помехи для морской деятельности, включая рыболовство, ухудшение качества потребляемой морской воды и эстетических благ (IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN Joint Group of Experts, 1977). В 1982 г. была принята имеющая большое значение для защиты морской среды Конвенция ООН по морскому праву. Она охватывала международное правовое регулирование предотвращения загрязнения моря сбросами отходов и других материалов, включая захоронение радиоактивных материалов, и международноправовой режим морских природных возобновляемых (живых) ресурсов.

По современным оценкам, масштабы поступления загрязняющих веществ в морскую среду в ряде случаев превзошли интенсивность и масштабы природных биогеохимических явлений (Вернадский, 1965; Алехин, Ляхин, 1984). В связи с этим возникла проблема определения влияния загрязнений на живое вещество морской среды и оценки степени опасности для человечества, что повлекло рождение новых научных направлений: радиационная и химическая экология гидробионтов (Поликарпов и др., 1972); радиохемоэкология Чёрного моря (Егоров, Зесенко, 1977); морская динамическая радиохемоэкология (Поликарпов, Егоров, 1986).

Основные идеи о решении проблемы взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами окружающей среды были изложены в учении академика В. И. Вернадского о живом и косном веществе биосферы. Он писал: «живое вещество действует в геохимических процессах... своей массой, своим химическим составом и своей энергией» (Вернадский, 1978) и выдвинул

гипотезу, что «жизнь, живое вещество как бы само создаёт себе область жизни» (Вернадский, 1965). Из высказываний В. И. Вернадского следовало, что комплексы биогеохимических взаимодействий в экосистемах обладают свойством гомеостаза, а следовательно, имеют природные механизмы регулирования их устойчивости по отношению к воздействующим факторам.

Решение задачи воздействия химических веществ и их радиоактивных изотопов на морские биогеоценозы требует изучения закономерностей их сорбционного и метаболического концентрирования гидробионтами, распределения радионуклидов и их изотопных носителей по клеточным структурам, действия ионизирующих излучений и токсического воздействия на жизненные функции гидробионтов и на перестройку структуры и функции экосистем. С другой стороны, воздействие биогеохимических механизмов взаимодействий в экосистемах влияет на формирование циклов загрязняющих веществ в морской среде и на потоки трансформации их физикохимических форм и элиминации в геологические депо. Именно поэтому проблема взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическим компонентами морской среды стала одной из актуальных, нашедших отражение в долгосрочном международном проекте «Взаимодействие между водой и живым веществом».

Целью исследований, зафиксированных в международных программах, является разработка методологии, пригодной для оценки радиоактивного и химического загрязнения гидробионтов и вод, определения кондиционирующей способности в отношении гомеостаза морских экосистем по фактору загрязнений, а также прогнозирования их эволюции в результате климатических изменений и антропогенного воздействия.

По современным представлениям о структуре и функции экосистем, наиболее эффективный метод их изучения — их моделирование. Концептуальной базой для построения количественных теорий в экологии является балансовый метод, который первоначально применяли в исследованиях динамики изменения биомассы компонентов биогеоценозов (Lotka, 1925; Volterra, 1926). В последующем он был дополнен принципом описания энергетического баланса в экосистемах (Винберг, Анисимов, 1966; Заика, 1972; Петипа, 1981). Исследования показали, что закономерности сорбционного и метаболического поглощения, распределения и трансформации химических веществ и их радионуклидов зависят как от их содержания в гидробионтах, так и от концентрации в водной среде (Поликарпов, Егоров, 1986).

Именно поэтому для оценки радиоактивного и химического загрязнения гидробионтов и вод, для определения кондиционирующей способности экосистем в отношении гомеостаза по фактору загрязнений, а также для прогнозирования их эволюции в результате климатических изменений и антропогенного воздействия требуется разработка теоретической базы, параметрически совместимой с современными теориями описания вещественного, энергетического и минерального баланса в морских экосистемах.

Очевидным требованием к таким моделям является необходимость привязки их параметрической базы к отражению природных закономерностей взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды, поэтому они должны определяться по результатам как эмпирических данных, так и теоретических представлений о сорбционных, метаболических, физиологических, трофических и энергетических процессах в экосистемах. В силу этих требований параметризация таких моделей должна быть тесно связана с эмпирическими данными, а удовлетворяющая этим требованиям теория должна называться полуэмпирической. Основы полуэмпирической теории радиоизотопного и минерального обмена морских экосистем, построенной с использованием результатов экспериментальных наблюдений в опытах с радиоактивной меткой загрязняющих веществ, были в 1986 г. Поликарпова Г. Г. опубликованы в монографии И Егорова В. Н. «Динамическая радиохемоэкология». С тех пор были выявлены и математически отражены новые механизмы формирования гомеостаза экосистем по фактору загрязнения морской среды, обоснованы биогеохимические критерии нормирования антропогенного воздействия. разработана теоретическая база для изучения антропогенной экологии и биогеохимических циклов морских экосистем и устойчивого акваторий по факторам реализации баланса между потреблением и развития воспроизводством ресурсов качества морской среды.

FOREWORD

The monograph is devoted to the study of the biogeochemical regularities of living and nonliving matter interaction with radioactive and chemical components of the marine environment and to the mathematical description of this interaction. The complex application of the results of experiments with radioactive tracers of chemical compounds as well as of natural observations for the mathematical description of the kinetic laws of their isotopic and non-isotopic carriers exchange in the ecosystem is described. A semi-empirical theory of the radioisotope and mineral exchange of living and nonliving matter in the marine environment has been developed on a time scale of sorption and metabolic processes and trophic interactions. The theory is parametrically compatible with modern techniques describing the matter and energy balance in aquatic ecosystems. Based on the dynamic characteristics study of ecosystems closed by a material, energy, and chemical balance, the laws of their radioisotope and chemical homeostasis are established and shown to be implemented in accordance to the Le Chatelier – Brown principle. By the examples of natural biotopes characterized by different levels of organization the laws of homeostasis are shown to confirm the validity of the academician V. I. Vernadsky hypothesis that during the living matter reproduction process the living conditions for this matter can be reproduced. Based on the first grounded parameters of biogeocenoses ecological capacity and their assimilative ability, and water masses radiocapacity as well, techniques have been developed for determining their tolerance zones against pollutants. The techniques form the basis for the theory of radioisotope and mineral homeostasis of marine ecosystems. Methods for implementing the concept of sustainable development of the critical and recreational zones of the Black Sea according to marine pollution factors by regulating the balance between the consumption of water quality resources and their reproduction as a result of natural biogeochemical processes are proposed.

ГЛАВА 1

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ МЕХАНИЗМЫ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ЖИВОГО И КОСНОГО ВЕЩЕСТВА С РАДИОАКТИВНЫМИ И ХИМИЧЕСКИМИ КОМПОНЕНТАМИ МОРСКОЙ СРЕДЫ

Раздел 1.1. Основные физико-химические свойства радионуклидов и их изотопных и неизотопных носителей

Химические свойства стабильных элементов и их радионуклидов идентичны, а их физические характеристики могут различаться. Химические вещества имеют разные биологическую значимость, токсичность и области толерантности. При низких концентрациях в морской среде они могут оказывать лимитирующее воздействие на продукционные процессы в экосистемах, а при высоких — токсическое действие. Радиоактивные изотопы всегда содержатся в водной среде практически в невесомых количествах по отношению к концентрациям их изотопных и неизотопных носителей. Воздействие радионуклидов на морские организмы только в отдельных случаях, например для ²¹⁰Ро, лимитируется по степени химической токсичности. В основном оно зависит от мощности поглощённых доз ионизирующих излучений, определяемых видом (альфа, бета или гамма) радиоактивного распада, энергией излучения, их проникающей способностью, геометрическими условиями и временем пребывания гидробионтов в радиоактивной среде. Нельзя не отметить проблему, поставленную В. И. Верналским на перспективу. а именно: «В ралиогеологических И биогеохимических процессах, связанных с живым веществом, мы ясно видим, что живое вещество может выбирать из них определённые изотопы, т. е. различать атомы разного строения и веса в одном и том же химическом элементе. Мы выходим здесь из мира химических явлений и переходим в мир атомов — радиогеологических и радиохимических явлений» (Вернадский, 1965). К этой проблеме можно отнести «изотопный эффект», который проявляется как на физико-химическом, так и на биохимическом уровнях. В физико-органической химии он является квантовомеханическим фактором, вызывающим различие скоростей химических реакций изотопов атомов одного и того же элемента. В биохимическом аспекте феномен «изотопного эффекта» проявляется в дифференцировании потоков проникновения изотопов одного и того же элемента с различными массовыми числами через клеточные мембраны.

«Санитарно-гигиеническое и биогеохимическое поведение» радионуклидов и их изотопных и неизотопных носителей в окружающей среде имеет как общие, так и различные закономерности. Именно поэтому закономерности взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными, а также с химическими загрязнителями морской среды часто рассматривают отдельно, хотя и в рамках таких взаимосвязанных наук, как геохимия, биогеохимия, радиохимия, радиоэкология, хемоэкология, радиационная и химическая биология, экотоксикология.

Раздел 1.2. Структура биогеохимических механизмов взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды

Попадающие в морскую среду радиоактивные и химические вещества подвергаются воздействию абиотических и биотических факторов (Поликарпов, Егоров, 1986). Структурная схема биогеохимических механизмов взаимодействий живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды показана на рис. 1.2.1.

В первую очередь сформировавшиеся в виде твёрдых агрегатов и растворённые химические вещества переносятся течениями по акваториям и за счёт волн и турбулентности перераспределяются в пределах верхнего, хорошо перемешиваемого слоя вод (блок 1 на рис. 1.2.1). В результате воздействия вертикальной составляющей скорости течений, адвекции, диффузии и миграции через слои термо- и галоклина они проникают в глубинные воды. Физические процессы переноса (блок 2) приводят к вертикальному и горизонтальному распространению загрязнений. Одновременно с переносом происходят радиоактивный распад радионуклидов (блок 3) и абиотическая трансформация физико-химических форм (блок 4) веществ различной биологической значимости, включая токсические загрязнители морской среды. Далее в ряду воздействия абиотических факторов идёт седиментация терригенных взвесей (блок 5), хемогенное осадкообразование (блок 6), сорбционное взаимодействие растворённых в воде химических соединений с грунтами (блок 7) и элиминация летучих соединений в атмосферу (блок 8).

Влияние биотических факторов в системе биогеохимических взаимодействий проявляется в сорбционном и метаболическом обмене и концентрировании химических веществ и их изотопных и неизотопных носителей живым и косным веществом морской среды (блок 9), в переносе гидробионтами (блок 10), в биотической

трансформации их физико-химических форм (блок 11), в биохимической (блок 12), в гравитационной биоседиментации (блок 13) минерализации И в седиментации на микробных ассоциациях на терригенных взвесях (блок 14) с дальнейшей ремобилизацией из донных осадков (блок 15) и всплытием органики с пузырьками газов (блок 16).



Рис. 1.2.1. Структурная схема биогеохимических механизмов взаимодействий живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды

Необходимо отметить, что воздействие биогеохимических взаимодействий живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды протекает в единых пространственно-временных масштабах. Их влияние на судьбу химических, в том числе и загрязняющих, веществ в морской среде различно. в блоках 1 и 2 на рис. 1.2.1, Механизмы. отмеченные приводят лишь ких перераспределению и разбавлению в морских водах. Блоки 5, 6, 12 и 13 обусловливают депонирование загрязнений в донных отложениях; блок 8 отражает их выход в атмосферу, а блоки 3, 4, 10 и 11 связаны с механизмами, обеспечивающими как безусловно безвозвратную (блоки 3 и 11), так и частично безвозвратную (блоки 4 и 10) очистку морской среды от загрязнений. Очистка вод возможна за счёт сорбционного взаимодействия загрязняющих компонентов вод с грунтами (блок 7). Биологическая ремобилизация (блок 14) приводит к повторному загрязнению вод, а вынос органики к поверхности (блок 15) — к загрязнённости нейстонного биотопа.

Раздел 1.3. Радиоизотопный и химический состав вод Мирового океана. Разбавление и воспринимающая ёмкость

В водах Мирового океана содержатся все известные в природе радионуклиды и их изотопные и неизотопные носители. Естественная радиоактивность морских вод определяется долгоживущими радионуклидами с периодом полураспада от 13.6×10^9 лет (⁴⁰K) до 1.5×10^{17} лет (¹²⁴Sn), радиоактивными семействами урана, актиния и тория, а также космогенными радиоизотопами с периодом полураспада от 53 суток (⁷Be) до 2.5×10^6 лет (¹⁰Be) (Попов и др., 1979). Концентрации естественных радионуклидов в водах Мирового океана представлены в табл. 1.3.1.

Табл. 1.3.1. Концентрации естественных радионуклидов в морской воде (Попов и др., 1979)

Радионуклид	Периол	Активн	Энергия		
	полураспада	α	β	γ	распада, Дж·(с·л) ⁻¹
⁴⁸ Ca	2×10 ¹⁶ лет	_	7×10^{-4}	_	_
¹¹⁵ In	6×10 ¹⁴ лет	-	3×10 ⁻⁴	-	3.9×10^{-20}
⁴⁰ K	1.36×10 ⁹ лет	_	660	90	2.7×10^{-12}
¹³⁸ La	7×10 ¹⁰ лет	_	10 ⁻⁶	2×10^{-5}	1×10^{-20}
⁸⁷ Rb	6.6×10 ¹⁰ лет	_	10	_	7.4×10^{-15}
¹²⁴ Sn	1.5×10 ¹⁷ лет		10 ⁻¹¹	_	

		Семейст	гво урана		
²³⁸ U	4.5×10 ⁹ лет	2	_	0.4	
²³⁴ Th	24.3 сут	_	2	0.3	
²³⁴ Pa	1.15 мин	_	2	0.1	4.9×10^{-14}
²³⁴ Pa	6.7 ч	_	0.06	0.006	
²³⁴ U	2.5×10 ⁵ лет	2	_	0.5	
²³⁰ Th	8.1×10 ⁴ лет	0.04	_	0.001	4.9×10^{-16}
²²⁶ Ra	1620 лет	0.2	_	-)	
²²² Rn	3.825 сут	0.2	_	_	
²¹⁸ Po	3.05 мин	0.2	0.006	_	
²¹⁸ At	2 c	5×10 ⁻⁵	_	_	
²¹⁴ Pb	26.8 мин	_	0.2	0.2	
²¹⁴ Bi	19.7 мин	7×10^{-5}	0.2	0.2	2×10^{-14}
²¹⁰ Tl	1.4 мин	–	7×10^{-14}	-	
²¹⁴ Po	1.64×10 ⁻⁴ c	0.2	-	-	
²¹⁰ Pb	22 года	_	0.2	0.2	
²¹⁰ Bi	5 сут	_	0.2	_	
²¹⁰ Po	139 сут	0.2 –		0.2	1
	-	Семейст	гво тория	·	
²³² Th	1.4×10 ¹⁰ лет	0.01	_	0.003	
²²⁸ Ra	6.7 года	_	0.01	_	
²²⁸ Ac	6.13 года	_	0.01	0.01	
²²⁸ Th	1.9 года	0.01	_	0.04	
²²⁴ Ra	3.64 сут	0.01	_	5×10 ⁻⁴	
²²⁰ Rn	54.5 c	0.01	-	_	> 1.5×10^{-15}
²¹⁶ Po	0.159 c	0.001	-	—	
²¹² Pb	10.6 ч	_	0.001	0.01	
²¹² Bi	60.5 мин	—	0.001	0.005]
²⁰⁸ Th	3.1 мин	—	0.005	0.005	1
²¹² Po	3.03×10 ⁻⁷ c	0.01	—	_ /]

Концентрации космогенных радионуклидов даны в табл. 1.3.2.

Таблица 1.3.2. Концентрации космогенных радионуклидов в поверхностном слое океанов (Попов и др., 1979)

	Полиот	Активность			
Радионуклид	полураспада	расп. · (мин · л) ⁻¹	расп. · (мин · г) ⁻¹ элемента		
³ H	12.5 года	0.036	3.3×10 ⁻⁴		
⁷ Be	53 сут	0–0.75	_		
¹⁰ Be	2.5×10 ⁶ лет	10 ⁻⁶	1.6×10 ⁻³		
¹⁴ C	5730 лет	0.260	10		
²⁶ A1	7.4×10 ⁵ лет	1.2×10^{-8}	1.2×10^{-3}		
³² Si	500 лет	2.4×10^{-5}	8.0×10 ⁻³		
³⁶ C1	3.1×10 ⁵ лет	0.55×10^{-3}	3×10 ⁻⁵		
³⁹ Ar	270 лет	2.9×10^{-6}	5.0×10^{-3}		

Запас естественной радиоактивности воды Мирового океана составляет 1.474×10²² Бк. В поверхностном, 10-метровом слое глубоководных осадков — 2.726×10²² Бк (Baxter, 1983).

После ядерной аварии 26 апреля 1986 г. в окружающую среду поступило значительное количество радионуклидов из чернобыльского ядерного реактора. Сводные данные по аварийному 4-му реактору даны в табл. 1.3.3.

Таблица 1.3.3. Сводные данные о содержании некоторых радионуклидов в 4-м реакторе Чернобыльской АЭС (активности приведены на 26.04.1986) и их поступлении в окружающую среду в результате аварии (Ильин и Павловский, 1988; Belyayev et al., 1991; Gudiksen et al., 1991)

Радионуклид	Период полураспада	Содержани	е в реакторе	Поступление в окружающую среду		
		КГ	ПБк	ПБк	% от содержания в реакторе	
¹³⁷ Cs	30.2 года	8.1	210-260	37–100	14–48	
¹³⁴ Cs	2.1 года	3.2	140–150	48	32–34	
⁹⁰ Sr	29.1 года	4.3	160-220	1.3-8.1	0.6–5.0	
¹⁰⁶ Ru	368 сут	6.9	860	6.3	0.7	
¹⁴⁴ Ce	284 сут	3.3	3900	5.2	0.1	
¹³³ Xe	5.2 сут	—	_	4400	90–100	
¹³¹ I	8.04 сут	_	6500	1300	60–90	

Характеристики аварийного выброса трансурановых элементов из этого реактора сведены в табл. 1.3.4.

Таблица 1.3.4. Характеристики основных ТУЭ, являющихся составной частью радиоактивного выброса вследствие аварии на 4-м реакторе Чернобыльской АЭС (активности приведены на 06.05.1986) (Summary Report..., 1986; Чернобыль: радиоактивное загрязнение..., 1990)

Радионуклид	Период полураспада	Активность в реакторе на момент аварии, ПБк	Активность выброса, ТБк
²³⁸ Pu	86.4 года	0.96	30.6
²³⁹ Pu	24110 лет	0.85	25.9
²⁴⁰ Pu	8553 года	1.22	37.0
²⁴¹ Pu	14.7 года	170.2	5180.0
²⁴¹ Am	433 года	0.14	4.1
²⁴² Cm	162.8 сут	25.9	777.0
²⁴³ Cm	28.5 года	0.037	1.1
²⁴⁴ Cm	18.1 года	0.096	3.4
Всего	—	200	~ 6060

Сравнительные данные о суммарном поступлении некоторых антропогенных радионуклидов в окружающую среду содержатся в табл. 1.3.5.

Таблица 1.3.5. Сравнительные данные о поступлении некоторых радионуклидов в окружающую среду (в ПБк) (Gudiksen et al., 1989)

Радионуклид	Хиросима	Уиндскэйл	Ядерные испытания	Чернобыль
¹³⁷ Cs	0.1	4.4×10^{-2}	1300-1500	89
¹³⁴ Cs	—	1.1×10^{-3}	—	48
⁹⁰ Sr	8.5×10^{-2}	$2.2 \cdot 10^{-4}$	650-1300	7.4
¹³³ Xe	140	14	2.1×10^{6}	4400
¹³¹ I	52	0.6	7.8×10^5	1300

Концентрации химических элементов в морской воде представлены в табл. 1.3.6. В настоящее время известно около 10 млн химических соединений. Их

количество продолжает расти примерно на 1000 наименований ежегодно. Бо́льшая их часть при определённых обстоятельствах может оказывать негативное воздействие на живые компоненты экосистем. Впервые проблемы глобального химического загрязнения морской среды рассматривались в 1977 г. на совещании экспертов GESAMP (IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN Joint Group of Experts, 1977). В монографических сводках (Bowen, 1979; Champ, Park, 1982) было показано, что антропогенное поступление химических веществ в морскую среду стало значимым фактором вмещающей способности вод Мирового океана. В табл. 1.3.7 представлены сравнительные данные по вмещающей способности вод Мирового океана и ежегодном переносе ряда химических элементов в результате природных и антропогенных процессов.

Dravarr	Cpe	днее	Диапазон		
Элемент	Bowen, 1979 Попов и др., 1979		Bowen, 1979	Попов и др., 1979	
Ag	0.04	0.1	0.03–2.7	0.019–120	
A1	2	5	1-8.4	1–350	
Ar	450	—	—	_	
As	3.7	2.3	0.5–3.7	0.46-80	
Au	0.004	0.005	0.0005-0.027	0.0036–44	
В	4440	4500	-	200–9300	
Ba	13	30	2–63	6.2–60	
Be	0.0056	0.0006	0.0006	0.0006–380	
Bi	0.02	0.02	0.015-0.02	—	
Br	67300	68000	—	12100-66300	
С	28000	28000	-	—	
Ca	412000	422000	—	—	
Cd	0.11	—	< 0.01–9.4	< 0.01–0.5 до 4.7	
Ce	0.0012	0.0012	-	0.0002–0.85	
C1	19350000	19870000	—	—	
Co	0.02	0.08	0.01-4.1	0.0018-4.1	
Cr	0.3	0.6	0.2–50	0.005-2.5	
Cs	0.3	0.5	0.15–0.42	0.28–10	
Cu	0.25	3	0.05–12	0.8–200	
Dy	0.00091	0.00091	—	0.0005-0.0014	
Er	0.00087	0.0009	_	0.00061-0.00124	
Eu	0.00013	0.00013	_	0.00009-0.00114	
F	1300	1400	_	240-1500	

Таблица 1.3.6. Концентрация химических элементов в морской воде, мкг·л⁻¹

Fe	2	3	0.03–70	4–200
Ga	0.03	0.03	-	0.0015–0.5
Gd	0.0007	0.0007	_	0.0005-0.00115
Ge	0.05	0.06	_	0.05–2
Н	110000000	107000000	-	_
He	0.007	-	-	_
Hf	0.007	-	-	< 0.008
Hg	0.03	0.05	0.01-0.22	< 0.003–0.36
Но	0.00022	0.03		0.00012-0.00059
Ι	60	60	50–70	4–75
In	0.00011	0.0001	-	0.00002-0.01
K	399000	416000	-	_
Kr	0.21	-	-	_
La	0.0034	0.0034	_	0.0025-2.5
Li	180	180	170–194	70–200
Lu	0.00015	0.00015	-	0.0001-0.00075
Mg	1290000	1326000	-	_
Mn	0.2	2	0.03–21	0.03–23
Мо	10	10	4–10	0.5–15
N	640	500	-	1-600 до 1300
Na	10770000	11050000	-	—
Nb	0.01	0.01	0.01-0.015	0.01-0.02
Nd	0.0028	0.0028	-	0.0013-0.0065
Ne	0.12	-	-	_
Ni	0.56	2	0.13–43	0.12–43
0	883000000	856000000	_	_
Р	60	70	60-88	1–110 до 250
Pa	\leq 5 \cdot 10 ⁻⁸	$2 \cdot 10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-8} - 2 \cdot 10^{-10}$	$2 \cdot 10^{-10} - 7 \cdot 10^{-8}$
Pb	0.03	0.03	0.03–13	0.02–5.2
Ро	$1.5 - 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-11}$	$7 \cdot 10^{-12} - 2 \cdot 10^{-11}$	_
Pr	0.00064	0.0006	-	0.00041-0.002
Ra	$8.9 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$(3.2-9) \cdot 10^{-8}$	$4.5 \cdot 10^{-8} - 9 \cdot 10^{-7}$
Rb	120	120	67–195	35–640
Re	0.004	-	0.004-0.0084	0.0027-0.0108 до 0.021
Rn	$6 \cdot 10^{-13}$	$6 \cdot 10^{-13}$	_	_

Ru	0.0007	0.0007	_	_
S	905000	928000	—	—
Sb	0.24	0.2	0.18–5.6	0.12–1.76 до 6.7
Sc	0.0006	0.0015	0.0006-0.12	0.00001-0.04
Se	0.2	0.45	0.052–0.2	0.052–6
Si	2200	1000	2200–2900	84–5600 до 10100
Sm	0.00045	0.00045	—	0.00026-0.001
Sn	0.004	0.01	0.002–0.81	0.009-1.22
Sr	7900	8500	7000–8500	7500–18500
Та	0.002	0.02	_	0.0025
Tb	0.00014	0.00014	_	0.00006-0.00036
Te	_	0.01?	_	_
Th	0.001	0.00004	0.0001-0.22	0,0000022-0,002
Ti	1	1	_	0.16–19
T1	0.019	0.01	_	0.0094–0.0166
Tm	0.00017	0.0002	—	0.00009-0.00037
U	3.2	3.3	0.04–6	0.15–4.7
V	2.5	1.5	0.9–2.5	0.3–5
W	0.1	0.12	0.001–0.7	0.11
Xe	0.05	—	—	—
Y	0.013	0.013	_	0.0112-0.3
Yb	0.00082	0.0008	_	0.00052-0.00172
Zn	4.9	5	0.2–48	0.7–3800
Zr	0.03	0.026	_	0.01–0.04

Таблица 1.3.7. Характеристики вмещающей ёмкости вод Мирового океана в отношении химических веществ (Bowen, 1979)

Вмеща Элемент ющая ёмкость		Ежегодный перенос элементов, 10 ³ т				Суммарный ежегодный перенос		Период
	Вмеща- ющая	Природные процессы		Антропогенные процессы		1	в % в от Мирово	в Мировом
	емкость, т	Вывет- ривание	Вынос реками	Добыча	Сжига- ние	т∙год ^{−1}	вмеща- ющей ёмкости	океане, лет
Al	$2.74 \cdot 10^{9}$	330000	11000	134000	2800	$4.78 \cdot 10^8$	1.75·10 ¹	$5.7 \cdot 10^{0}$
В	$6.03 \cdot 10^{12}$	40	550	2440	20	$3.05 \cdot 10^{6}$	$5.06 \cdot 10^{-5}$	$2.0 \cdot 10^{6}$
Ba	$1.78 \cdot 10^{10}$	2000	370	3000	56	$5.43 \cdot 10^{6}$	$3.00 \cdot 10^{-2}$	3.3·10 ³

Ca	5.64·10 ¹⁴	160000	550000	830000	420	$1.54 \cdot 10^9$	$2.70 \cdot 10^{-4}$	$3.7 \cdot 10^5$
Cd	$0.15 \cdot 10^9$	0.4	3.7	7.7	0.065	$1.19 \cdot 10^4$	$7.00 \cdot 10^{-3}$	$1.3 \cdot 10^4$
Со	$0.03 \cdot 10^9$	80	7.4	22.7	1.1	$1.11 \cdot 10^5$	$4.00 \cdot 10^{-1}$	2.5·10 ²
Cr	$0.41 \cdot 10^9$	400	37	2500	2.8	$2.94 \cdot 10^{6}$	$7.10 \cdot 10^{-1}$	1.4·10 ²
Cs	$0.41 \cdot 10^9$	12	0.74	0	0.084	$1.28 \cdot 10^4$	$3.10 \cdot 10^{-3}$	$3.2 \cdot 10^4$
Cu	$0.34 \cdot 10^{9}$	200	110	6190	4.6	$6.50 \cdot 10^{6}$	$1.90 \cdot 10^{0}$	5.3·10 ¹
F	$1.78 \cdot 10^{12}$	2800	3700	2000	220	$8.72 \cdot 10^{6}$	$4.90 \cdot 10^{-4}$	$2.0 \cdot 10^5$
Fe	$2.74 \cdot 10^9$	160000	19000	680000	2200	$8.61 \cdot 10^8$	3.14·10 ¹	$3.2 \cdot 10^{6}$
Hg	$0.04 \cdot 10^9$	0.2	3.7	8.4	8.4	$2.07 \cdot 10^4$	$5.00 \cdot 10^{-3}$	2.0·10 ³
Ι	$8.22 \cdot 10^{10}$	0.56	74	2	4.8	$8.14 \cdot 10^4$	9.90·10 ⁻⁵	$1.0 \cdot 10^{6}$
K	5.46·10 ¹⁴	84000	81000	18500	840	$1.84 \cdot 10^8$	$3.37 \cdot 10^{-5}$	$3.0 \cdot 10^{6}$
Li	$2.47 \cdot 10^{11}$	8	74	4.4	2.8	8.92·10 ⁴	$3.62 \cdot 10^{-5}$	$2.8 \cdot 10^{6}$
Mg	$1.77 \cdot 10^{15}$	92000	150000	242	560	$2.43 \cdot 10^8$	$1.37 \cdot 10^{-5}$	$7.3 \cdot 10^{6}$
Mn	$0.27 \cdot 10^9$	3800	300	24600	14	$2.87 \cdot 10^7$	1.05.101	$9.5 \cdot 10^{0}$
Мо	$1.37 \cdot 10^{10}$	6	19	76	0.8	$1.02 \cdot 10^5$	$7.43 \cdot 10^{-4}$	$1.3 \cdot 10^5$
Ni	$0.77 \cdot 10^9$	320	19	560	5.6	$9.05 \cdot 10^5$	$1.18 \cdot 10^{-1}$	8.5·10 ²
Р	$8.22 \cdot 10^{10}$	4000	740	11200	36	$1.60 \cdot 10^7$	$1.94 \cdot 10^{-2}$	5.1·10 ³
Pb	$0.04 \cdot 10^9$	56	110	3340	183	$3.69 \cdot 10^{6}$	$8.97 \cdot 10^{0}$	1.1.101
S	$1.24 \cdot 10^{15}$	1000	140000	51700	84000	$2.77 \cdot 10^8$	$2.23 \cdot 10^{-5}$	$4.5 \cdot 10^{6}$
Sb	0.33·10 ⁹	0.8	7.4	75	0.28	8.35·10 ⁴	$2.54 \cdot 10^{-2}$	$3.9 \cdot 10^4$
Si	$3.01 \cdot 10^{12}$	1100000	260000	380000	8400	$1.75 \cdot 10^9$	$5.80 \cdot 10^{-2}$	1.7·10 ³
Sr	$1.08 \cdot 10^{13}$	1500	2600	0	42	$4.14 \cdot 10^{6}$	$3.83 \cdot 10^{-5}$	$2.6 \cdot 10^{6}$
U	4.38·10 ⁹	10	15	23	0.28	$4.83 \cdot 10^4$	$1.10 \cdot 10^{-3}$	$9.1 \cdot 10^4$
Zn	$6.7 \cdot 10^9$	760	30	255	14	$1.06 \cdot 10^{6}$	$1.56 \cdot 10^{-2}$	6.3·10 ³

Данные этих оценочных расчётов свидетельствуют о том, что суммарный ежегодный перенос химических элементов в результате природных и антропогенных процессов может составлять от $n \cdot 10^{-5}$ до $n \cdot 10^1$ % от их содержания в Мировом океане.

На рис. 1.3.1 отображены масштабы времени оборота химических веществ в Мировом океане в результате ежегодного переноса элементов. Они свидетельствуют, что оборот таких тяжёлых металлов, как Cr и Cu, протекает на климатическом, а Al, Fe, Mn и Pb — на межгодовом масштабе времени.



Рис. 1.3.1. Масштабы времени оборота химических веществ в Мировом океане в результате ежегодного переноса элементов

Раздел 1.4. Метеорологический фактор

Метеорологические и гидрометеорологические процессы — это, очевидно, первичные факторы, влияющие на поступление радиоактивных и химических веществ в морские экосистемы. При техногенных и ядерных происшествиях их воздействие является превалирующим на малых пространственных интервалах и синоптических масштабах времени. В связи с этим большинство прибрежных стран имеет мобилизационные планы мероприятий, направленных на нейтрализацию техногенных и ядерных катастроф. Установлено, что атмосферный перенос может за считанные дни загрязнить морские акватории, отстоящие на сотни И тысячи километров от мест локализации ядерных аварий, как это случилось после ядерной катастрофы на Чернобыльской атомной электростанции (далее — ЧАЭС) 24 апреля 1986 г. (рис. 1.4.1).



Рис. 1.4.1. Гамма-спектры проб сестона и гидробионтов в Средиземном, Эгейском и Чёрном морях в мае 1986 г. (Егоров и др., 2008)

На рис. 1.4.1 видно, что 20 мая 1986 г., то есть менее чем через один месяц после аварии на ЧАЭС, в Тунисском проливе в гамма-спектрах проб зелёных водорослей были зарегистрированы пики, обусловленные излучением постчернобыльских радионуклидов 95 Zr-Nb и 140 Ba. Уже 22 мая в Тирренском море в пробе золы сестона был обнаружен долгоживущий осколочный радионуклид 137 Cs; 28 мая в Эгейском море список содержания радионуклидов в золе водоросли энтероморфы дополнили 140 La и короткоживущий радиоизотоп йода 131 I.

Исследования показали, что влияние метеорологических процессов может прослеживаться на большие расстояния. На рис. 1.4.2а кружками показаны места отбора проб мидий *Mytilus galloprovincialis* в 2004–2006 гг. в различных морях Средиземноморского бассейна по международной программе «Средиземноморский мидиевый дозор». Место расположения Чернобыльской атомной электростанции на территории Украины показано на этом рисунке затемнённым квадратом.







Рис. 1.4.2. Расположение станций отбора проб мидий в бассейне Средиземного моря в 2004–2006 гг. (а) и концентрации ¹³⁷Cs в мягких тканях мидий (*Mytilus galloprovincialis*) в зависимости от расстояния от Чернобыльской АЭС (б) (Thébault et al., 2008)

На рис. 1.4.26 отображены результаты измерений концентрации ¹³⁷Cs в мягких тканях мидий по мере удаления от Чернобыльской АЭС. Аппроксимация результатов наблюдений экспоненциальной функцией показала, что концентрация радиоцезия

в мидиях значимо снижалось вдвое через каждые 284 км от ЧАЭС. Представленные на рисунке материалы в целом показали, что радиоактивный сигнал от ЧАЭС прослеживался на расстоянии 2500 км.

Исследования (Стыро и др., 1991) показали, что влияние метеорологических процессов является значимым и на глобальном пространственном масштабе. Установлено (рис. 1.4.3), что при испытании ядерного оружия в открытых средах максимальные радиоактивные выпадения были приурочены к средним широтам северного и южного полушарий земли.



Рис. 1.4.3. Широтный эффект радиоактивных выпадений на поверхность океана (Стыро и др., 1991)

Раздел 1.5. Гидродинамический фактор

Мировой океан по большинству воздействующих факторов является нестационарной или квазистационарной динамической системой (Лебедев и др., 1974). Исследование гидродинамических процессов — основная задача гидрофизической и биоокеанографической морских наук, различным аспектам которых посвящено подавляющее большинство профильной публикуемой литературы. Теоретические подходы к их изучению связаны с описанием динамических взаимодействий в морской среде в различных пространственно-временных масштабах с использованием второго закона механики И. Ньютона, реализованного в виде уравнений Эйлера и Коши. Основными гидрофизическими механизмами, обеспечивающими формирование полей распределения химических веществ и их изотопных носителей по пространству и глубине, являются волновые процессы, течения, конвекция и диффузионные процессы (Блатов, Иванов, 1992). Их воздействие — один из наиболее значимых факторов нестационарности проявления механизмов взаимодействий живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды.

На рис. 1.5.1 представлены результаты измерений концентраций ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в поверхностном слое вод Чёрного и Эгейского морей в 1987 г. На нём видно, что через один год после Чернобыльской ядерной катастрофы в полях пространственного распределения радиоактивного загрязнения поверхностных вод Чёрного моря отмечались максимумы, обусловленные неравномерностью атмосферных выпадений, а также влиянием стока рек северо-западной части моря и сброса вод Северо-Крымского канала.

Аналогичная съёмка полей распределения ¹³⁷Cs (a) и ⁹⁰Sr (b) в поверхностных водах Чёрного моря в 1998–2000 гг. изображена на рис. 1.5.2.

Сравнение полей распределения представленных на рис. 1.5.1 и 1.5.2 данных показало, что за промежуток времени с 1987 по 1998–2000 гг. влияние гидродинамических процессов проявилось в общем снижении градиентов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в поверхностных водах Чёрного моря, а также в перемещении максимумов в этих полях под воздействием морских течений.

Результаты наблюдений вертикального распределения ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в Чёрном море в постчернобыльский период показаны на рис. 1.5.3. Видно, что после аварии на ЧАЭС поступление ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в поверхностные слои Чёрного моря значительно превысило дочернобыльские уровни их концентрации в воде. В последующие годы наблюдались снижение концентраций ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в поверхностных водах и их перенос в глубинные воды. Сплошными линиями на рис. 1.5.3a и 1.5.3b нанесены тренды заглубления максимумов градиентов в профилях вертикального распределения радионуклидов. Видно, что независимо от биогеохимических концентраций характеристик ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs углы наклонов этих трендов практически совпадали. Это свидетельствовало о том, что тренды соответствовали среднегодовой скорости вертикального перемешивания вод в результате совокупного воздействия процессов, которая гидродинамических в центре западного циклонического круговорота Чёрного моря составила 10–12 м.год⁻¹ (Стокозов, 2004).



Рис. 1.5.1. Распределения концентрации 137 Cs (а) и 90 Sr (b) в поверхностном слое Чёрного и Эгейского морей в 1987 г. (в Бк·м ${}^{-3}$) (Стокозов, 2003; Egorov et al., 2005)



Рис. 1.5.2. Горизонтальные распределения 137 Cs (а) и 90 Sr (b) в поверхностном слое Чёрного моря в период 1998–2000 гг. (в Бк·м⁻³). Точками показаны станции отбора проб (Стокозов, 2003; Egorov et al., 2005)



Рис. 1.5.3. Профили вертикального распределения ⁹⁰Sr (а) и ¹³⁷Cs (b) в воде в западной халистатической зоне Чёрного моря (пунктиром отмечены предчернобыльские уровни концентрации радионуклидов) (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008)

Раздел 1.6. Влияние физико-химических факторов на радиоизотопный и химический состав живого и косного вещества

Раздел 1.6.1. Концентрирующая способность компонентов морских экосистем

В морских организмах и в косном веществе обнаружено подавляющее большинство содержащихся в воде химических элементов и их радионуклидов (Виноградов, 1967; Lowman et al., 1971; Ancellin et al., 1979; Bowen, 1979). Химический и радиоизотопный состав компонентов морских экосистем зависит от влияния абиотических и биотических факторов. У косного вещества он формируется в основном в результате геохимических процессов, сорбционных взаимодействий и продуктов жизнедеятельности живого вещества. Для живого вещества химические элементы и их соединения различной природы составляют основу жизненных процессов. Различные формы их соединений входят в состав органов и тканей. Они определяют практически необозримый в настоящее время комплекс биохимических реакций, ответственных за процессы формирования энергетического питания, соматического и генеративного роста, а также минерального обмена морских организмов. Тем не менее для изучения биогеохимических циклов химических веществ и их изотопных и неизотопных носителей различной природы и биологической значимости лостаточно оперировать терминами, как химический такими и вещества, радиоизотопный состав живого И косного закономерности их концентрирования, обмена, круговорота и минерализации в морских экосистемах, а также элиминации в геологические депо.

Радиоизотопные и химико-аналитические исследования выявили различные механизмы формирования химического состава гидробионтов и косного вещества. После радиоактивного загрязнения Чёрного моря в результате ядерной аварии на Чернобыльской атомной электростанции было установлено, что содержание ¹³⁷Cs в водорослях разных таксономических групп отличалось почти на порядок величин (рис. 1.6.1). Также были зарегистрированы различия на несколько порядков величин в содержании ^{239,240}Pu в черноморской воде, водорослях, моллюсках, рыбах и в седиментах (рис. 1.6.2).

Существенные видовые отличия в содержании природного радионуклида ²¹⁰Ро были обнаружены у донных рыб (бычков, кругляка, черныша и мартовика), у придонных (мерланга, рулены и губана), а также у пелагических (атерины, ставриды, саргана, смариды, шпрота и хамсы) (рис. 1.6.3).



Рис. 1.6.1. Средние концентрации ¹³⁷Сs в водорослях Чёрного моря в 1986 г. По данным: (Кулебакина, 1996; База данных ОРХБ ИнБЮМ)



Рис. 1.6.2. Максимальные и минимальные значения концентраций ^{239,240}Ри в абиотических и биотических компонентах экосистемы севастопольских бухт (Терещенко, 2003, 2005, 2006)



Рис. 1.6.3. Концентрации ²¹⁰Ро в рыбах из прибрежной зоны и бухт Севастополя. Б-К — бычок-кругляк; Б-Ч — бычок-черныш; Б-М — бычок-мартовик; Е — морской ёрш (Лазоренко, 2000; Lazorenko, 2000)

Было определено (рис. 1.6.4), что у одноклеточных диатомовых водорослей содержание внутриклеточного углерода с увеличением объёма клеток с 10² до 10⁶ мкм³ снижалось с 80–90 % до 2.3 % в пересчёте на их сухую массу (Taguchi, 1976). Установлено (рис. 1.6.5), что в размерной группе 4-5 см мидий Mytilis galloprovincialis концентрация меди в сухой массе тканей возрастала с увеличением их удельной массы в теле моллюсков (a) и снижалась с ростом удельной массы их створок (б). Были выявлены также критические органы, в которых в наибольшей степени концентрировались химически опасные загрязнители водной среды. Максимальное содержание хлорорганических соединений (ПХБ, ГХЦГ, ДДЭ и ДДТ) зафиксировано в подкожно-жировой клетчатке черноморских дельфинов-афалин Tursiops truncatus ponticus (рис. 1.6.6). Наибольшие концентрации ртути определены в печени самок и в белых мышцах самцов черноморской камбалы калкан Psetta maxima maeotica (рис. 1.6.7).



Рис. 1.6.4. Содержание углерода в клетках диатомовых водорослей разных размеров (Taguchi, 1976)



Рис. 1.6.5. Концентрация меди в сухой массе тканей (а) и створок (б) в размерной группе 4–5 см моллюсков *Mytilis galloprovincialis* (Поспелова и др., 2018)



Рис. 1.6.6. Распределение ХОС в органах и тканях черноморской афалины *Tursiops truncatus ponticus* (самка двух лет) (Малахова, 2006)



Рис. 1.6.7. Содержание ртути в органах черноморской камбалы калкан *Psetta maxima maeotica* в 2008–2009 гг. в районе Севастопольского взморья (глубина отлова — 60 м) (по материалам С. К. Светашевой)

Представленные на рис. 1.6.1–1.6.7 материалы в целом свидетельствуют о существовании различных биогеохимических механизмов концентрирования и формирования уровней химического и радиоизотопного состава компонентов морских экосистем. Впервые на высокую значимость фактора концентрирования радиоактивных и химических веществ гидробионтами обратил внимание академик В. И. Вернадский. Он писал: «Концентрационной функцией живого вещества я называю те процессы живого организма, которые сводятся к избирательному выбору организмом из окружающей среды определённых химических элементов» (Вернадский, 1965). На примере изучения содержания радия у двух видов ряски в киевских прудах им введена в науку мера накопительной (в отношении радиоэлемента) способности гидробионтов (К_н):

$$K_{\rm H} = C_{\rm \Gamma} / C_{\rm B},$$
 (1.6.1)

которая определялась соотношением концентраций радиоэлемента в водном организме (C_r) и окружающей его водной среде ($C_в$) (Вернадский, 1929). Это соотношение (1.6.1) впоследствии нашло широчайшее применение в радиационной гидробиологии, пресноводной и морской радиоэкологии, получив название коэффициент накопления (concentration factor) радионуклидов, а также их изотопных и неизотопных носителей (Тимофеев-Ресовский, 1957; Тимофеева-Ресовская и др., 1958; Трапезников и др., 2007; Поликарпов, 1964; Polikarpov, 1966). Информация о коэффициентах накопления химических веществ различной природы компонентами морских экосистем представлена ниже в табл. 1.6.1.

По представлениям Г. Г. Поликарпова (Поликарпов, 1967; Бачурин, 1968), показатель К_н характеризует уровень накопления радионуклида гидробионтом, установившийся как результат динамического равновесия одновременно протекающих процессов вхождения радиоизотопа в организм и его выведения. В силу этого К_н = const лишь при стабильности химического и изотопного состава водной среды. В иных условиях зависимость изменения К_н во времени отражает кинетические закономерности хода процессов, направленных в сторону достижения стационарного или предельного уровня К_н.

Раздел 1.6.2. Концентрация радионуклидов в воде

Установлено, что концентрирование радионуклидов и их изотопных и неизотопных носителей гидробионтами и косным веществом зависит от ряда абиотических и биотических факторов. Из радиохимии известно, что адсорбция микроколичеств элементов на поверхности твёрдого тела пропорциональна их концентрации в растворе вплоть до 10⁻⁴ моль·л⁻¹ при сохранении постоянства значения коэффициента адсорбции (Старик, 1960). Г. Г. Поликарповым в 1961–1964 гг.

(Поликарпов, 1964) получено, что коэффициенты накопления (К_н) гидробионтами радиоизотопов, внесение которых в морскую водную среду не нарушает концентрации соответствующих химических элементов, не зависят от концентрации этих изотопов по радиоактивности. При очень малых концентрациях изотопного носителя (или когда его вообще нет) эта закономерность может сохраняться для концентраций изотопов 10^{-6} – 10^{-3} моль·л⁻¹ (Polikarpov, 1966).

1986–2010 гг. Исследования в рамках программы радиоэкологического на ЧАЭС мониторинга Чёрного моря после аварии показали слелующее. Непосредственно после происшествия в 1986 г. концентрация ⁹⁰Sr в воде Севастопольской бухты возросла на порядок величин (рис. 1.6.8а). Затем (за один год) она уменьшилась почти в пять раз за счёт вмещающей способности вод бухты. С 1987 г. наблюдался тренд снижения концентрации ⁹⁰Sr в воде до уровней ниже предчернобыльских с последующим вторичным загрязнением вод радиостронцием до предчернобыльского уровня (рис. 1.6.8а). На рис. 1.6.8b видно, что тренд изменения концентрации ⁹⁰Sr в бурых водорослях практически совпадал с многолетним трендом изменения концентрации радиостронция в воде бухты. В то же время динамические закономерности концентрирования ⁹⁰Sr мидиями (рис. 1.6.8с) только после 1987 г. совпадали с закономерностями изменения концентрации этого радионуклида в воде, а ⁹⁰Sr в изменении концентрирования мерлангом (рис. 1.6.8d) вообще отклик не проявился. Рассмотрение показало, что коэффициенты накопления (К_н) ⁹⁰Sr цистозирой в постчернобыльский период не изменялись за все годы наблюдений (рис. 1.6.9а) и не зависели от изменения концентрации радиостронция в воде (рис. 1.6.9b), что объясняло идентичность трендов изменения концентрационных характеристик воды (рис. 1.6.8а) и бурой водоросли цистозиры (рис. 1.6.8b). Согласно расчётам, коэффициенты накопления ⁹⁰Sr мидиями также не изменялись за период наблюдений (рис. 1.6.10а) и не зависели от изменения его концентрации в воде (рис. 1.6.10b). Объяснение эффекта несовпадения трендов изменения концентрации ⁹⁰Sr в воде Севастопольской бухты (рис. 16.8а) и в мидиях (рис. 1.6.8с) при совпадающих аналогичных трендах для бурых водорослей заключается в том, что цистозира имеет отношение годовой продукции (П) к биомассе (Б) П / Б \approx 1, а жизненный цикл мидий продолжается до 10 лет. Именно поэтому выросшие новые ветви цистозиры успевают войти в изотопное равновесие с водой на меньшем масштабе времени, чем мидии.


Рис. 1.6.8. Изменение концентрации постчернобыльского ⁹⁰Sr в воде (а), в бурой водоросли цистозире (b), в мидии (c) и в мерланге (d) в акватории Севастопольской бухты (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008)



Рис. 1.6.9. Динамика изменения коэффициентов накопления ⁹⁰Sr цистозирой (а) в постчернобыльский период (1986–2008 гг.) в зависимости от концентрации радиостронция в воде Севастопольской бухты (b) (База данных ОРХБ ИнБЮМ; Egorov et al., 1994; Кулебакина, 1996; Мирзоева и др., 2000; Мирзоева и др., 2005; Мирзоева и др., 2006)

Представленные на рис. 1.6.11а результаты наблюдений в режиме мониторинга показали, что после аварии на ЧАЭС в течение 1986–1998 гг. концентрации и коэффициенты накопления ⁹⁰Sr мерлангом возрастали. В дальнейшем концентрация этого радионуклида в рыбах стала уменьшаться пропорционально тренду снижения его концентрации в воде; коэффициенты накопления достигли стационарных уровней (рис. 1.6.11b). Отсюда следует, что прогнозирование радиоактивного загрязнения вод по результатам анализа гидробионтов должно учитывать не только их концентрационную способность, но и кинетические характеристики минерального обмена.



Концентрация ⁹⁰Sr в воде севастопольских бухт(мБк/л)

Рис. 1.6.10 Динамика коэффициентов накопления ⁹⁰Sr мидиями *Mytilus galloprovincialis* (а) и зависимость коэффициента накопления ⁹⁰Sr мидиями от концентрации этого радионуклида в воде (b) в период 1986–2006 гг. (База данных ОРХБ ИнБЮМ; Egorov et al., 1994; Кулебакина, 1996; Мирзоева и др., 2000; Мирзоева и др., 2005; Мирзоева и др., 2006)



Рис. 1.6.11. Динамика концентрации ⁹⁰Sr в мерланге *Merlangius merlangus euxinus* (а) и коэффициентов накопления ⁹⁰Sr мерлангом (b) в период 1986–2005 гг. (База данных ОРХБ ИнБЮМ; Кулебакина, 1996; Мирзоева и др., 2000; Мирзоева и др., 2005; Мирзоева и др., 2006)

Раздел 1.6.3. Влияние температуры и освещённости

Установлено, что для ряда радионуклидов коэффициенты накопления не зависели от температуры. Температурный коэффициент у бурых водорослей по отношению к ¹⁴⁴Ce был близок к единице (Поликарпов, 1967). Коэффициент накопления серебра (^{110m}Ag) у морских изопод мало зависел от температуры в интервале +10...+20 °C (Sayhan et al., 1985). Температура воды от +20 до +31 °C не имела существенного влияния на сорбцию радионуклидов ⁵⁴Mn, ⁵⁷Co, ⁵⁹Fe, ⁶⁵Zn, ⁸⁵Sc и ¹³⁷Cs личинками рыб (Harvey, 1971). Влияние температуры было незначительным при накоплении и выведении ⁶⁰Co и ⁶⁵Zn креветками как при парентеральном, так и при алиментарном пути поглощения этих радионуклидов (Weers, 1975а). В литературе также представлены данные, свидетельствующие, что коэффициенты накопления радионуклидов гидробионтами могут существенно зависеть от температуры. В опытах И. В. Ивлевой с сотрудниками (Ивлева и др., 1984) изменение температуры значимо влияло на уровни концентрирования 65 Zn одноклеточными водорослями. Повышение температуры увеличивало концентрирование 65 Zn из морской воды сообществом устриц, крабов и мидий (Duke et al., 1969). В опытах с 204 Tl и зелёной водорослью Ulva rigida было получено, что отношение коэффициентов накопления одновалентного таллия при +14 и +24 °C составляло величину 1.6, а трёхвалентного — в среднем не отличалось от единицы (Поликарпов и др., 1972). Отмечено, что, несмотря на изменение динамики накопления радионуклидов гидробионтами в условиях различных температур, их предельные коэффициенты накопления отличались незначительно (Крышев, Сазыкина, 1986).

Накопление радионуклидов морскими организмами может как быть индифферентным к свету, так и тесно зависеть от условий освещённости. Показано (Поликарпов, 1964), что кинетика поглощения 32 P *Ulva rigida* в условиях различной освещённости в течение 32 суток не отличалась. Аналогичная закономерность отмечена в отношении 90 Sr и 144 Ce. В то же время коэффициенты накопления этой водорослью 60 Co и 137 Cs на свету были в 2–3 раза выше, чем в темноте. В условиях повышенной освещённости определены более высокие коэффициенты накопления 59 Fe у *Ulva pertusa* (Hiyama, Shimiza, 1964). Отмечено (Rice, 1965), что увеличение коэффициентов накопления может быть обусловлено не собственно повышением освещённости, а процессом образования новой протоплазмы, синтезируемой за счёт поглощения водорослями фотосинтетически активной радиации.

Раздел 1.6.4. Влияние солёности вод

Имеющиеся в литературе сведения свидетельствуют о неоднозначном влиянии солёности на уровни концентрирования радионуклидов и изотопных носителей гидробионтами. Для ряда близкородственных видов морских животных и растений коэффициенты накопления ($K_{\rm H}$) в состоянии равновесия для солёности вод от 17 до 35 ‰ практически не отличались (Поликарпов, 1967). Коэффициенты накопления ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs у макрофитов, беспозвоночных животных и рыб (Bryan, 1962; Злобин, 1968; Luci, Jelisavciĉ, 1970; Wright, 1977), цинка, кадмия и меди — у мидий (Phillips, 1977), а кадмия — у крабов (Wright, 1977) с увеличением солёности снижались. Величина $K_{\rm H}$

⁵¹Сг. ¹⁰⁶Ru. ¹⁴⁴Се. ¹²⁵Sb и ¹³⁷Сs у пресноволных рыб в воде с солёностью 10 ‰ была выше, чем при 0.1 ‰ (Нечаев и др., 1982). Л. Г. Кулебакиной (Кулебакина, 1984) экспериментально определено, что коэффициенты накопления ⁹⁰Sr черноморской и средиземноморской цистозирой, средиземноморским а также саргассом при повышении солёности воды снижались в соответствии со степенной зависимостью. Аналогичные зависимости ей были получены в экспериментах по накоплению ⁴⁵Са, 54 Mg, 65 Zn, 137 Cs и 204 Tl черноморскими водорослями (цистозирой, ульвой и энтероморфой). В этой же работе приведены данные, свидетельствующие, что коэффициенты накопления ¹⁰⁶Ru и ¹⁴⁴Ce пистозирой и ульвой с ростом солёности волы возрастали, а коэффициенты накопления ⁴⁸V и ²⁰⁷Bi черноморской ульвой были максимальными при солёности 18 ‰ по отношению к значениям при солёности 10 и 24 %. Изменение солёности не влияло на кинетику выведения радионуклидов макрофитами. У морских изопод скорость выведения ^{110m}Ag была при солёности 21 ‰ выше, чем при 6.54 ‰ (Sayhan et al., 1985). Влияние солёности на коэффициенты накопления радионуклидов гидробионтами объясняется в первую очередь изменением содержания изотопных и неизотопных носителей в водах с различным солевым составом, воздействием на осмотические механизмы регулирования проницаемости биологических мембран и связанным с этим изменением физиологических функций гидробионтов (Glasser, 1962). Опыты показали, что скорость обмена ⁶⁵Zn зелёной водорослью ульвой в черноморской воде (18 ‰) была выше, чем в океанической воде (35 ‰), однако стационарные значения коэффициентов накопления водорослями цинка не отличались (рис. 1.6.12).



Рис. 1.6.12. Коэффициенты накопления ⁶⁵Zn черноморской водорослью *Ulva rigida* из черноморской (1) и океанической (2) воды. Условные обозначения — данные разных опытов (Иванов, Рожанская, 1972)

Раздел 1.6.5. Физико-химическое состояние изотопов и рН среды

В литературных сводках и справочниках (Формы элементов и радионуклидов..., 1974; Bryan, 1976; Bowen, 1979; Попов и др., 1979) перечислено множество физикохимических форм элементов и их радионуклидов, пребывающих в морской среде в виде ионов, в комплексных неионных формах, а также в виде псевдоколлоидов, коллоидов и взвесей. Физико-химические формы химических элементов, содержащихся в воде Мирового океана, представлены в Приложении А.

Отмечено, что спектр физико-химических форм поступления радионуклидов в морскую среду зависит от вида источников. Радиоактивные отходы атомных предприятий попадают в океан главным образом в растворённом виде, в форме простых или комплексных ионов, способных немедленно вовлекаться в биохимические процессы в морской среде (Громов, Спицын, 1975). В случае загрязнения от ядерных взрывов радионуклиды, поступающие на поверхность морских вод, находятся в виде сплавленных конгломератов с окислами и силикатами различных элементов (Алексахин, 1963; Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов, 1968; Нелепо, 1970). Исследования адсорбируемости 91 Y, 144 Ce, 144 Pr, а также 234 Th и 234 Pa на фторопласте-4 и стекле показали, что равновесное состояние физико-химических форм радионуклидов зависело от «возраста» растворов и от pH среды (Скульский и др., 1974). Химическое «поведение» искусственных радионуклидов и природных изотопов элементов в морской среде может в течение длительных промежутков времени не совпадать или вообще отличаться, так как в связи с радиоактивным распадом продолжительность обращения в среде искусственных радионуклидов значительно меньше среднего времени пребывания в океане стабильных нуклидов (Попов, 1971). Величина рН в морских водах изменяется незначительно (Попов и др., 1979); увеличение рН повышает степень гидролизуемости элементов и сдвигает химическое равновесие в сторону образования высокомолекулярных продуктов (Попов, 1971). Изменение физико-химической формы элемента может резко трансформировать его токсичность. Наиболее токсичными являются свободные ионы металлов (Florence, 1983).

Установлено, что уровни концентрирования радионуклидов гидробионтами в значительной мере зависят от физико-химической формы их пребывания в морской воде. Сопоставление показало (Mauchline, 1963), что коэффициенты накопления ⁹⁰Sr, 95 Zr-Nb, 106 Ru, 137 Cs и 144 Ce морскими организмами Ирландского моря из вод, загрязнённых отходами атомного центра в Уиндскейле, а также из вод, загрязнённых только атмосферными выпадениями, отличались. Коэффициенты накопления 91 Y

в экспериментах с черноморской ульвой изменялись во времени. синхронно с изменением сорбционной способности этого радионуклида при старении раствора (Поликарпов и др., 1972). В этой же работе показано, что трёхвалентный ¹⁴⁴Се чем четырёхвалентный концентрировался ульвой выше. (рис. 1.6.13), а сернокислый ²⁰⁴Tl накапливался до более высокого уровня, чем одновалентный и гидроокись трёхвалентного таллия. В обзоре А. Я. Зесенко (1977) показана всеобщность зависимости коэффициентов накопления гидробионтов от физикохимического состояния радионуклидов.

Сообщается, что увеличение щёлочности воды с 8 до 10 единиц может изменить коэффициенты накопления радионуклидов гидробионтами практически вдвое (Ивлева и др., 1984; Ring et al., 1985). В таблице 1.6.1 показаны коэффициенты накопления химических элементов гидробионтами без учёта их физико-химических форм.

Снижение рН приводило к подавлению токсичности тяжёлых металлов, хотя отмечены и отклонения от этой закономерности (Линник, 1986). При уменьшении рН химическая форма радионуклидов изменяется таким образом, что процессы биоассимиляции имеют тенденцию к увеличению, а процессы сорбции ослабевают (Крышев, Сазыкина, 1986).

Таблица 1.6.1. Коэффициенты накопления химических элементов в компонентах морской экосистемы (Ancellin et al., 1979)

Компонент	Am	Sb	Ag	Ce	Cs	Cr	Со	Fe		Ι	Mn	Мо
Донные осадки	25000*	1000*	*	5000*	1000	*	3000*	100000	0* 5	500*	1000*	250*
Водоросли	*	100*	5000*	5000	100	5000*	1000	2000) 1	0000	5000	100
Рако- образные	1800*	100*	3000*	1500	50	1000*	1000	5000		100	5000	100
Моллюски	*	100*	40000*	1500	50	1000*	1500	2000)	100	10000	100
Рыбы	50*	100*	4000*	100	50	500*	200	1000		15	1000	20
Компонент	Nb	Pu	Ra	Ru	1 S1	Te	Th	ı T	U	J	Zn	Zr
Донные осадки	10000*	10000	* *	1000	00 30) *	*	*	400)0*	2000*	10000*
Водоросли	2000	20000	* 150*	* 200	0 10	0 1000	* 2000	0* 1*	30)*	2000	2000
Рако- образные	500	1000*	* *	50	50) 100*	* *	1*	*	*	4000	500
Моллюски	1000	1000*	* *	200	0 20) 100*	e 600	0* 1*	30)*	80000	1000
Рыбы	50	100*	100	10	5	10*	1500	0* 1*	0.1	1*	5000	30

* Очень большой разброс значений (до 100 раз и более) или отсутствие опубликованных данных



Рис. 1.6.13. Коэффициенты накопления трёхвалентного (1) и четырёхвалентного (2) церия-144 водорослью *Ulva rigida* (Поликарпов и др., 1972)

Раздел 1.6.6. Концентрация изотопных и неизотопных носителей

В области макроконцентраций изотопных носителей наблюдалось снижение концентрирующей функции гидробионтов (Stary, Zeman, 1983). Отмечено, что коэффициент накопления (К_н) HgCl₂ моллюсками Pernna veridis при содержании ртути в воде 0.05 мг· π^{-1} составил 304, а при 0.20 мг· π^{-1} — 126 (Lakshmanan, Nabisan, 1979). При удельном содержании кадмия в воде $C_{\rm B} = 20 \,{\rm Mr} \cdot {\rm n}^{-1}$ его концентрация моллюсках *Cerastoderma glaucum* составила 12 мг∙кг⁻¹, а в двухстворчатых при $C_B = 40 \text{ мкг} \cdot \pi^{-1}$ — 18 мг $\cdot \text{кr}^{-1}$ (Chabert, 1984). Установлено, что в широком интервале изменения концентрации изотопного носителя в воде зависимость между стационарным уровнем концентрации радиоизотопа или изотопного носителя в гидробионте (C_r) и его концентрацией в среде (C_в) описывается двумя видами закономерностей — уравнением Генри (Титлянова, Иванов, 1961; Brown et al., 1980; Stary, Zeman, 1983), совпадающим по форме записи со степенной функцией Фрейдлиха, и уравнением Ленгмюра (Несмеянов, 1978).

Определено, что в области микроконцентраций субстрата в воде (С_в) скорость поглощения радионуклида или изотопного носителя компонентом экосистемы (v_n) непосредственно из водной среды пропорциональна С_в (Коркорэн, Кимболл, 1968; Bernhard, 1971; Riziĉ, 1972). Кинетические характеристики накопления и выведения радионуклидов живыми и косными компонентами морской среды зависели от типа метаболических и сорбционных процессов и в широком диапазоне изменения концентрации химических субстратов в воде математически описывались уравнением Михаэлиса — Ментен (Патон, 1968). Для биогенных элементов (P, N) закономерность связи между v_{π} и С_в для микроорганизмов и планктонных водорослей описывалась уравнением Михаэлиса — Ментен (Dugdale, 1967; Maclsaac, Dugdale, 1969; Айзатуллин, Леонов, 1977; La Molta, Shich, 1979; Егоров, Иванов, 1981; Hattori, 1982; Rodach, 1983; Levis et al., 1984).

В настоящее время имеются достаточно обширные данные, показывающие, что накопление гидробионтами ряда химических элементов определяется не только их содержанием в среде, но и концентрацией в воде их химических аналогов макроэлементов. В первую очередь это относится к таким элементам, как Sr и Ca, Cs и К, и к их радионуклидам — 90 Sr и 137 Cs, концентрирование которых гидробионтами зависит от содержания в среде кальция и калия соответственно (Galli, Zattera, 1979; Ramade, 1980). Р. Скотт (Scott, 1954) показал, что при замене калия натрием в эквивалентном количестве морские макрофиты компенсируют дефицит калия поглощением цезия. По наблюдениям Пикеринга и Лукаса (Pickering, Lucas, 1962), при изменении концентрации кальция в воде с 0.4 до 60 мг·л⁻¹ и при постоянной концентрации стронция коэффициенты накопления кальция нитчатыми водорослями уменьшились с 18 600 до 97 единиц, а коэффициенты накопления стронция — с 10 700 до 100. Изменение концентрации Sr в воде было обратно пропорциональным уровню накопления Са у Cystoseira barbata (Кулебакина, Парчевская, 1973). Экспериментально (Баринов, 1965; Кулебакина, Парчевская, 1973) и методами математического моделирования (Бачурин, 1968) установлено, что при постоянстве содержания стронция и кальция в среде кинетические закономерности обмена ⁹⁰Sr и ⁴⁵Ca цистозирой различались. При изменяющейся концентрации изотопного носителя зависимость скорости поглощения радионуклида гидробионтом было предложено Михаэлиса — Ментен, описывать уравнением в котором воздействующим на метаболизм гидробионта субстратом является суммарная концентрация элементов — химических аналогов (Айзатуллин и др., 1984). В литературе отмечено влияние на концентрирующую функцию гидробионтов не только неизотопных носителей, но и элементов, отличающихся по химическим свойствам. Установлено, что коэффициенты накопления ²⁰³Нg были значительно ниже у тех креветок, которых предварительно выдерживали в условиях повышенного содержания селена в морской воде. Предварительная обработка селеном не влияла на скорость выведения ²⁰³Нg креветками

(Skreblin et al., 1985). Повышенные концентрации фосфата в морской воде усиливали выведение Мп и Zn моллюсками (Miller et al., 1985).

Раздел 1.6.7. Размерные характеристики гидробионтов

Исследования на мидиях показали, что общее содержание ряда металлов (Мп, Cu, Zn, Ni, Fe и Pb) в пределах точности наблюдений не зависело от размеров и возраста моллюсков (Безносов, Плеханов, 1986). В то же время уровни концентрации у милий ралионуклидов других металлов с увеличением массы особей снижались. Коэффициенты накопления четырёхвалентного селена (75 Se⁺⁴) на 13-е сутки опыта у мидий средней массой 2.1 г составляли (46 ± 10), а у моллюсков массой 21.8 г — (13 ± 2.5) единиц (Фаулер, Бенайен, 1979). Зарегистрировано также снижение коэффициентов накопления моллюсками большей размерной группы в опытах с ртутью (Breittmayer, Zsurger, 1983). Установлена обратная зависимость концентрирования ⁴⁰К, ⁶⁵Zn, ⁹⁵Nb, ⁹⁵Zr, ¹⁰³Ru, ⁵¹Cu и ¹⁴⁴Ce эуфаузиидами и калянусами в зависимости от массы их особей (Osterberg et al., 1964). Аналогичные зависимости наблюдались в экспериментах с ⁶⁵Zn, ¹⁰⁶Ru, ⁶⁰Co, ¹⁴⁴Ce и представителями зоопланктона Metapenaeidae (Иванов, 1974); с ⁶⁵Zn, и эуфаузиидами (Small, Fowler, 1973); с ⁵⁷Co, ⁴⁵Са и морскими тараканами *Idotea metallica* (Иванов, 1974); с Со и моллюсками Macoma baltica (McLeese, Ray, 1984), а также с Zn, Cd и креветками (Garsia, Fowler, 1972). Определено, что выведение Си устрицами было пропорционально, а накопление — обратно пропорционально их размеру (Zaroogian, 1979). Относительное выведение ⁷⁵Se не зависело от массы мидий. Мидии, накопившие в предварительном опыте ⁷⁵Se до различных уровней, выводили его в процентном отношении одинаково; через 97 суток опыта во всех размерных группах осталось 16 % от начального количества радионуклида (Фаулер, Бенаен, 1979). Отмеченные кинетические закономерности были объяснены тем, что в пределах определённого таксона изменение размеров морских организмов не влияет на метаболизм отдельных их клеток (Bergner, 1985), а поглощение элементов зависит от поверхностно-массовых отношений (Osterberg et al., 1964; Ивлева и др., 1984).

Раздел 1.6.8. Продукционные процессы и удельная биомасса гидробионтов

Экспериментальное изучение поглощения и обмена радиоактивных и химических веществ в процессе генеративного и соматического роста морских организмов имеет особенности, обусловленные изменениями биотических

характеристик системы радиоактивное или химическое вещество в морской среде гидробионт. Сами по себе рост особей животных или деление одноклеточных водорослей либо бактерий приводят к нестационарности этой системы по концентрации радиоактивного вещества или его стабильного аналога в среде и гидробионтах, а также по соотношению массы гидробионта к объёму среды.

В современной литературе представлены данные, указывающие на наличие как отрицательной, так и положительной корреляции между уровнем концентрирования элементов и скоростью роста гидробионтов. Отмечено, что у мидий наблюдалось небольшое снижение концентраций металлов (кроме Cd) у растущих особей (Amiard et al., 1986). Японскими исследователями (Kumagai, Saeki, 1983) установлено, что содержание Cu и As у голодающей рапаны было выше, чем у питающейся. В то же время концентрация Cd, Mn, Ni и Co повышалась у питающихся и растущих моллюсков. Т. Р. Райсом (Rice, 1965) получено, что при равных условиях освещённости накопление ⁹⁰Sr культурой морских одноклеточных водорослей было тем выше, чем быстрее шло клеточное деление; в делящейся культуре внутриклеточная концентрация этого радиоизотопа в 64 раза превышала уровень неделящейся культуры. В литературе также представлены сведения о том, что концентрация ⁶⁵Zn у делящейся культуры морских одноклеточных водорослей снижалась (Davies, 1973). Радиоавтографическим методом показано, что поглощение биогенных элементов и клеточное деление разобщены во времени. Внутриклеточная концентрация ¹⁴С и ³²Р в популяциях морских одноклеточных водорослей, находящихся в фазе митотического деления, уменьшалась (Цыцугина, Лазоренко, 1983).

Удельная биомасса гидробионтов в морской среде может претерпевать значительные изменения. В олиготрофных районах жизненные процессы в экосистемах протекают при весьма низких уровнях значений компонент. В них биомасса фитои зоопланктона не превышает, как правило, $50-100 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ в пересчёте на сырую массу гидробионтов. Вместе с тем на апвеллинге и во время весеннего цветения водорослей биомасса планктона может иметь значения > $2 \cdot 10^5 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ (Ведерников, Стародубцев, 1971). Максимальная биомасса зоопланктона достигает 5–10 кг · м⁻³ (Виноградов, 1968).

3. П. Бурлаковой с сотрудниками (Бурлакова и др., 1979) экспериментально установлено, что морские одноклеточные водоросли при низкой плотности популяции накапливали минеральный фосфор до более высоких уровней. При плотности посадки водорослей 10³ кл·л⁻¹ внутриклеточный фосфор составлял 1.3·10⁻³ мкгР·кл⁻¹, а с увеличением удельной численности до 10⁵ кл·л⁻¹ — 3.9·10⁻⁵ мкгР·кл⁻¹.

Аналогичные зависимости обнаружены между органотрофией и плотностью популяции у одноклеточных водорослей (Бурлакова, Лаврентьев, 1975) и макрофитов (Хайлов, Монина, 1976). Определено, что взаимосвязь между плотностью популяции перидиней и коэффициентами накопления ими ⁹¹У и ⁶⁵Zn описывается степенной функцией (Парчевский и др., 1977). Установлено (Бурлакова и др., 1979), что снижению уровня поглощения фосфатов с увеличением плотности популяции диатомовых водорослей сопутствовало также уменьшение скорости их фотосинтеза при световом насыщении. По мнению К. М. Хайлова и Т. Л. Мониной (1979), ингибирование органотрофности с увеличением плотности популяции является результатом накопления в среде продуктов метаболизма или недостатка лимитирующего химического субстрата. Связь плотности популяции с функциональными параметрами экосистем предложено расценивать как общебиологическое явление (Хайлов, Попов, 1983). В то же время в литературе отмечается (Макарова, 1984), что повышение плотности популяции угнетает протекание физиологических процессов лишь при достижении некоторого предела, редко возможного в природных условиях, поэтому нет необходимости при использовании существующих методов учитывать этот фактор оценки продукционных свойств популяций.

Раздел 1.6.9. Роль биотического фактора в формировании радиоизотопного и химического состава вод

В работах по геохимии океанов за последние десятилетия выявлены по крайней мере три главных направления изучения влияния факторов формирования химического и радиоизотопного состава морских вод — физико-химическое, седиментационное (механическая и химическая дифференциация) и биогеохимическое (Биогеохимия океана, 1983). При крупномасштабном рассмотрении можно отметить, что физические процессы перемешивания вод приводят к выравниванию концентраций химических веществ по акваториям и глубине (Озмидов, 1968). Если бы их интенсивность была подавляющей по отношению к другим процессам, то в море соблюдалось бы одинаковое соотношение концентраций растворённых неорганических веществ. Однако этого не наблюдается.

Вклад биотического фактора в формирование полей радиоактивных и химических веществ в океане исследуется в рамках предложенного В. И. Вернадским (1929) и интенсивно развивающегося в настоящее время биогеохимического направления, базирующегося на изучении трансформации физико-химических форм,

перераспределения и элиминации радионуклидов из водной среды в результате процессов их поглощения, обмена и переноса гидробионтами.

По современным представлениям, основной процесс, обеспечивающий перераспределение радиоактивных и химических веществ в океане, — мобилизация элементов в составе биогенных частиц и их возврат в воду при регенерации биогенного материала (Kuenzler, 1965; Fowler, Small, 1972; Богданов и др., 1983). Голдберг отмечал (1978): «Наиболее сильные пространственные и временные различия в химическом составе морских вол являются следствием первичного продуцирования органического вещества в поверхностных водах». Чем большую биологическую значимость имеет химический элемент или соединение или чем выше уровни его концентрирования гидробионтами, тем более значительный дефицит этих веществ может наблюдаться в фотическом слое по отношению к подстилающим водам. Лоуман и соавторы (Lowman et al., 1971) определили, что для меди, коэффициенты накопления которой фито- и зоопланктоном составляют 3.0.10⁴ и 6.0.10³ единиц соответственно, отношение содержания всех её форм в глубинных водах к содержанию в поверхностных равно 1.3. Для цинка это отношение составляет 1.8, а для железа — 2.3. К_н цинка фито- и зоопланктоном — $2.6 \cdot 10^4$ и $8.0 \cdot 10^3$ единиц соответственно, а железа — $4.5 \cdot 10^4$ и $2.5 \cdot 10^4$. Природный радионуклид ²³⁸U, концентрируемый гидробионтами с низкими (10¹-10² единиц) коэффициентами накопления (Рисик, 1970), распределён в водах морей и океанов равномерно (Хорн, 1972). В то же время ²³⁴Th, являющийся дочерним продуктом распада ²³⁸U и накапливаемый гидробионтами с высокими К_н (10⁴-10⁵ единиц) (Зесенко, Назаров, 1973), находится в воде фотического слоя в недостаточной концентрации по отношению к равновесной (Bhat et al., 1969).

В литературе отмечается, что значимым биотическим механизмом, ответственным за неравномерность горизонтального распределения радиоактивных и химических загрязняющих веществ в океане, является «пятнистость» планктона (Mackas et al., 1985), обусловленная пространственной перемежаемостью гидрофизических параметров среды (Озмидов, 1984).

Исследования показали, что поступающие в морскую среду радиоактивные и химические загрязнения могут концентрироваться в поверхностной плёнке (Тимощук и др., 1970; Pellenbarg, Church, 1979; Кулебакина, Козлова, 1985). Биотическим фактором концентрирования загрязнений в поверхностной плёнке также является «антидождь» (Зайцев, 1967, 1970) — поток органических частиц, поднимающихся с пузырьками газа.

Физический вынос растворённых в поверхностных водах неорганических веществ и их радионуклидов обусловлен вертикальной составляющей скорости течений, адвекцией, диффузией и воздействием внутренних волн. Лимитирующим фактором вертикального перемешивания является формирование слоя скачка плотности вод, располагающегося в области наибольших градиентов температуры по глубине (Ketchum, Bowen, 1958; Беляев и др., 1966; Озмидов, 1968).

В литературе указывается на несколько биотических механизмов вертикального переноса радиоактивных и химических веществ через слой скачка плотности вод в океане. Установлено, что планктонные перидиниевые водоросли и динофлагелляты могут мигрировать вертикально с амплитудой 5–10 м, максимально до 20 м, поднимаясь днём в условия повышенной освещённости (Павлова, 1971; Киселёв, 1980). Многие виды зоопланктонных организмов дважды в сутки мигрируют на расстояние до 500 м по вертикали в противофазе с фитопланктоном, поднимаясь к поверхности ночью и опускаясь днём (Виноградов, 1968). В процессе вертикальной миграции планктон может накапливать радиоактивные и химические вещества в зоне с их повышенной концентрацией и выводить их в слоях с низким содержанием, действуя тем самым как «биологический насос» (Поликарпов, 1967).

Другим важным фактором вертикального переноса загрязнений является обусловленная первичным продуцированием биоседиментация, органического вещества в экосистемах фотического слоя. В наиболее продуктивном районе Мирового океана, на шельфе Перу, первичная продукция составляет 2200 г органического углерода под квадратным метром слоя фотосинтеза в год (Ведерников, Стародубцев, 1971), что соответствует синтезу биомассы живого вещества 61 г·м⁻²·сут⁻¹. В олиготрофных районах океана продукция живого вещества может снижаться почти величин ____ до 0.7 г·м⁻²·сут⁻¹ на два порядка (Романкевич, 1977). Доля минерализованной в фотической зоне органики в разных районах океана неодинакова. По расчётам А. Ф. Сажина (1980), через 1 м² нижней границы поверхностного 200-метрового слоя в тропических водах Тихого океана за сутки перемещается в сторону дна 12 % образующегося детрита, в Курило-Камчатском районе — 22 %, а в Японском море — 5 %. По другим оценкам, продукция детрита планктонными сообществами тропических районов Тихого океана достигала 20 % от первичной продукции (Лебедева, 1986).

В богатых шельфовых водах минерализация первичной продукции в пределах фотического слоя оценивалась в 50–65 %, в эвтрофных и мезотрофных водах — 82– 89 %, а в тропических олиготрофных — до 95 % (Eppley, Peterson, 1979). По современным оценкам, биоседиментационный поток из фотического слоя может составлять от 5 до 50 % от интенсивности первичной продукции (Скопинцев, 1950; Лисицын, Виноградов, 1983; Down, Lorenzen, 1985).

Поток биоседиментов в основном состоит из фекальных пеллетов зоопланктона (Fowler, Small, 1972; Jefferson, Ferrante, 1979; Paffenhöfer, Knowles, 1979; Лисицын, Виноградов, 1983). Кроме того, он содержит отмершие организмы, их линочные шкурки и экзувии, а также «морской снег» — коллоидные хлопья и агрегаты органического вещества, возникшие при его переходе из растворённой формы во взвешенную с участием бактерий (Лисицын, 1983; Bopaiah, 1985; Youngbluth, 1985). Высказано мнение, что биотический фактор имеет существенное значение и при переносе терригенных взвесей, которые быстро обрастают бактериями (Горбенко, Крышев, 1985), а также поглощаются зоопланктёрами-фильтраторами, формирующими из мелкодисперсных взвесей крупные пеллетные комки (Fowler, Small, 1972).

В исследованиях с мизидами Баренцева моря было показано, что скорость опускания фекальных пеллетов зависит как от их размеров, так и от состава (Арашкевич и др., 1986). При температуре +5 °C фекальные комки могут не разрушаться до 35 сугок (Jefferson, Ferrante, 1979). Скорость гравитационного опускания взвесей лежит в пределах $10^{1}-10^{3}$ м·сут⁻¹ (Романкевич, 1977; Рудяков, Цейтлин, 1980; Staresiniĉ et al., 1983). По оценкам ряда авторов (Menzel, 1974; Богданов и др., 1979; Jefferson, Ferrante, 1979; Suess, Müller, 1980; Цейтлин, 1984), дна абиссальных глубин океана достигает от 2 до 12 % от первичной продукции, синтезированной в фотическом слое. Во взвешенном веществе поверхностных вод содержится больше органики, чем в придонном слое (Богданов и др., 1979; Lorenzen et al., 1983). Содержание органического углерода в донных осадках коррелирует с продукцией детрита в планктонных сообществах (Виноградов, 1986). При достижении дна с потоком седиментов радионуклиды неорганических соединений депонируются в грунтах (Баранова, 1967; Громов и др., 1979; Hornung et al., 1984; Керkay, 1986); идёт их ремобилизация (Elder et al., 1979).

Влияние факторов среды на судьбу загрязнений в разных акваториях отличается. В прибрежных водах и на мелководье фотосинтез распространяется до дна; по всей глубине интенсивно идут процессы взаимодействия загрязнений с живым веществом,

а у дна — и с грунтом. Ветровое волнение перемешивает воды, а течения интенсивно переносят загрязнения по акваториям. В эстуариях рек загрязнения могут депонироваться в грунтах вместе с речным илом и содержащими загрязнения солями, выпадающими в осадок в районе гидрофронтов (Поповичев, Егоров, 2008). Особенно это характерно для таких тяжёлых металлов, как железо, марганец, цинк, медь, а также для радионуклидов (Дёмина, 1982). В открытых водах морей и океанов радиоактивные и химические загрязнения под воздействием абиотических и биотических факторов распространяются в подстилающие слои и по акваториям. В пределах фотического слоя они поглощаются первичными продуцентами сорбционно и с пищей. Одновременно с поглощением идут процессы их минерализации и трансформации физико-химических форм в результате десорбции и метаболизма гидробионтов. Многократно проходя по трофическим сетям, загрязнения удаляются из фотического слоя.

Многие авторы указывают на неизученность механизмов, которые управляют накоплением, удерживанием и выделением неорганических веществ гидробионтами и миграцией радионуклидов и их изотопных носителей по пищевым цепям (Поликарпов, Зайцев, 1969; Fontane, 1972; Патин, 1979; Морозов, 1983). Отмечается (Хайлов, 1974), что определение основных трофодинамических параметров в единицах количества энергии снижает биохимическую специфику трансформации пищи, что указывает закономерностей на невозможность исследования миграции загрязнений по трофическим цепям только в рамках энергетического подхода. В связи с этим роль отдельных биотических механизмов в формировании полей радионуклидов и изотопных носителей ещё недостаточно изучена. По ряду оценок, вклад суточных миграций зоопланктона в перераспределение радионуклидов в морской среде не превышает 15 % от интенсивности биоседиментационного переноса (Lowman et al., 1971). Вклад мигрирующих нектёров считается пренебрежимо малым, так как по энергетическому эквиваленту доля рыб в потреблении первичной продукции не превышает 7 % (Сказкина, Данилевский, 1976; Petersen, 1984).

ГЛАВА 2

ПОЛУЭМПИРИЧЕСКАЯ ТЕОРИЯ МИНЕРАЛЬНОГО И РАДИОИЗОТОПНОГО ОБМЕНА ЖИВОГО И КОСНОГО ВЕЩЕСТВА В МОРСКОЙ СРЕДЕ

Раздел 2.1. Перспективность теоретических разработок на базе эмпирической параметризации моделей

Из прелылушего раздела следует. изучение закономерностей что взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды требует комплексного решения задач, связанных с поглощением, физико-химической трансформацией, миграцией и элиминацией в геологические лепо химических веществ различной биологической экотоксикологической значимости. Физические, химические И биологические взаимодействия в морских экосистемах изучают разные разделы океанографии. Перенос загрязнений течениями, адвекцией вод, турбулентной и молекулярной диффузией является объектом исследования гидрофизики (Нелепо, 1970). Процессы седиментационного переноса химических веществ и осадкообразование изучает 1977). Факторы энергетического и биогеохимия (Романкевич, химического лимитирования продукционных процессов в океане и трофодинамические связи в экосистемах находятся в компетенции гидробиологии (Петипа, 1981; Сущеня, 1972). Концентрационные характеристики радиоактивных и химических загрязнений, оказывающих воздействия на гидробионты и продукционные процессы в экосистемах, определяют водные радиоэкологи (Polikarpov, 1966) и токсикологи (Патин, 1979). Очевидно, что решение перечисленных задач требует применения системного подхода, который относит их к классу сложных геосистем (Беляев, 1978).

В соответствии с теоретическими представлениями (Беляев, 1978), геосистемы относятся к классу сложных систем, управление которыми необходимо осуществлять на основании использования их математических молелей. По своему типу математические модели любых систем могут быть эмпирическими и теоретическими. Эмпирические модели — это математические выражения, аппроксимирующие (с использованием тех или иных приближений) экспериментальные данные о зависимости параметров состояния системы от значений параметров влияющих на них факторов. Для построения эмпирических моделей не требуется получения никаких представлений о строении и внутреннем механизме связей в системе. Вместе

с тем задача о нахождении математического выражения эмпирической модели по заданному массиву наблюдений в пределах выбранной точности описания явления неоднозначна. Существует бесконечное множество математических выражений, аппроксимирующих в пределах заданной точности одни и те же опытные данные о зависимости параметров.

В радиационной и химической биологии эмпирические модели могут быть построены на основе природных наблюдений, осуществляемых в рамках мониторинга, по данным изучения концентрационных характеристик распределения химических веществ в среде и гидробионтах микрокосмов, а также по результатам лабораторных экспериментов.

Эмпирические модели природных объектов, построенные по данным наблюдений, отражают изменения биотических и абиотических параметров среды под воздействием современного, наблюдаемого темпа поступления в неё радионуклидов и их изотопных и неизотопных носителей. По материалам природных наблюдений часто можно построить модели, применимые для решения задач прогнозирования уровня загрязнения гидробионтов и среды. Между тем прогнозные оценки, полученные на таких моделях, могут быть объективны лишь постольку, поскольку в них будут отражены механизмы взаимодействий, ответственные за концентрирование и обмен химических или радиоактивных веществ гидробионтами при ожидаемых темпах и уровнях загрязнения морской среды.

Второй способ изучения И прогноза состояния экосистем связан с микрокосмами. Под микрокосмами понимают водоёмы, в которых осуществляется специальный контроль биотических и абиотических факторов, а также темпов загрязнения акваторий для построения моделей, пригодных для прогнозирования. Сброс загрязнителей в микрокосмы, как правило, превышает естественные темпы их поступления в морскую среду. Часто темпы поступления загрязнителей в микрокосмы могут задаваться или регулироваться. В качестве микрокосмов могут использоваться участки канализационных стоков, а также акватории, примыкающие к районам сброса загрязнений предприятиями химической или атомной промышленности. Испытания ядерного оружия позволили рассматривать в качестве микрокосмов обширные акватории Мирового океана. Исследование микрокосмов позволяет изучать механизмы биотических и абиотических взаимодействий загрязнителей с живым веществом и строить модели в виде функций отклика экосистем на антропогенное воздействие. Такой подход был использован при изучении радиоэкологического отклика Чёрного

моря на Чернобыльскую ядерную аварию (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008). Однако модели, построенные по результатам наблюдений над микрокосмами, применимы для прогнозирования состояний лишь тех геосистем, которые тождественны этим микрокосмам, а такое условие сохраняется не всегда (Беляев, 1978). Кроме того, даже при тождественности биотических характеристик микрокосмов и природных геосистем различие физических масштабов явлений может быть причиной невозможности экологического прогнозирования.

В лабораторных экспериментах изучаются отдельные механизмы взаимодействий между параметрами геосистемы. При этом **устанавливаются** закономерности изменения интересующих исследователя параметров под воздействием заданных факторов при неизменяющихся условиях состояния среды. Эмпирические модели, построенные по данным лабораторных наблюдений, отражают взаимосвязи между изучаемыми факторами во всём интервале в эксперименте заданных воздействий, в общем случае, при строго зафиксированных значениях других биотических и абиотических параметров. Результаты рассмотрения таких моделей не могут в полной мере переноситься на природные геосистемы вследствие заведомой неидентичности им экспериментальных условий.

В целом эмпирические модели могут отражать поведение только наблюдаемых геосистем. В то же время важно предсказать состояние тех геосистем, которых либо ещё не существовало, либо нельзя допустить. Такие задачи могут возникнуть, например, при переборе вариантов для мест размещения атомных электростанций и связанного с этим экологического прогнозирования, при рассмотрении различных ситуаций аварийных сбросов загрязнений, при строительстве гидротехнических сооружений, в корне меняющих гидрологическую или биологическую структуру геосистем.

Предсказать поведение геосистем, которые не тождественны доступным лля наблюдений. на теоретических моделях (Беляев. 1978). можно только Теоретические модели геосистем строят, синтезируя обобщённые представления об отдельных слагающих их процессах и явлениях и основываясь на фундаментальных законах, которые описывают поведение вещества и энергии. Теоретическая модель отражает функционирование абстрактной геосистемы, поэтому для первоначального вывода её соотношений не требуется данных о наблюдениях над параметрами Модель основывается на обобщённых конкретной геосистемы. априорных представлениях о структуре геосистемы, а также о механизме связей

между слагающими её элементами. По этой причине пригодность использования теоретической модели для решения задач прогноза определяется степенью отражения априорными представлениями реальных механизмов взаимодействий в геосистеме. Теоретические модели описывают не один объект, а определённый класс явлений, среди которых могут быть как наблюдаемые, так и ненаблюдаемые явления. Степень отражения теоретической моделью наблюдаемых явлений в природе, а также в микрокосмах может служить мерой её адекватности (Беляев, 1978).

Применительно к динамическим задачам взаимодействия живого и косного вешества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды для построения теоретических моделей необходимо изучить механизмы парентерального и алиментарного путей их поглощения и обмена гидробионтами в зависимости от биотических и абиотических параметров геосистем, а также от концентрационных характеристик распределения и токсического действия загрязнителей в среде.

Теоретические модели, которые на низших уровнях содержат эмпирические модели, называют полуэмпирическими. Для них математические выражения получают теоретически с точностью до эмпирически определяемых констант. Как правило, модели наряду с теоретическими выражениями используют эмпирические данные (Беляев, 1978). Полуэмпирические модели применимы для описания как наблюдаемых, так и ненаблюдаемых явлений. Важно иметь в виду следующее: геосистемы, как и большинство сложных систем, обладают иерархической структурой, где самый высокий уровень составляют наиболее крупные элементы, на которые она может быть подразделена. Это определяет относительность типов моделей. Если полуэмпирическая модель имеет эмпирические блоки на каком-либо уровне, то по отношению к механизмам взаимодействий, проявляющимся на более высоких уровнях, она имеет свойства теоретической модели, а на более низких — эмпирической.

Раздел 2.1.1. Динамические задачи

В соответствии с современными воззрениями, модель сложной геосистемы это совокупность зависимостей *L_j*, связывающих между собой параметры *g_j* (Беляев, 1978):

$$L_j(g_1, g_2, \dots, g_j, \dots, g_n) = 0, j = 1, n,$$
 (2.1.1.1)

где *n* — число независимых параметров.

Величина *п* зависит от степени сглаживания представляющего практический интерес параметра gi по частоте в пределах выбранного масштаба и задаваемой точности. С повышением точности прогнозирования, с необходимостью учёта меньших колебаний параметра gi и с увеличением срока предсказания растёт и величина n. Эта модель представляет собой формализацию, имеющую неформализуемый остаток. Она только тогда сможет отразить все свойства объекта, когда станет ему идентична. В силу этого модель отражает лишь отдельные свойства объекта. Целевая многоплановость использования модели может потребовать такого расширения числа рассматриваемых параметров *n*, для которого на этом уровне исследований не может быть получено достаточного количества известных или правдоподобно выбранных *n* операторов L_i, отражающих механизмы взаимодействия компонентов сложной геосистемы. Необоснованное увеличение количества принимаемых к рассмотрению операторов L_i усложняет анализ модели. Кроме того, оно может снижать точность прогноза вследствие повышения удельного веса принятых априори неадекватных геосистеме операторов. В модели не все параметры равнозначны. Прогнозируемые параметры обычно называют центром модели. Считают, что она удовлетворяет требованиям адекватности, если позволяет решать задачу предсказания относительно параметров центра модели, сглаженных по требуемой частоте в пределах выбранного пространственно-временного масштаба с заданной точностью (Беляев, 1978). Оптимальной можно считать модель, отражающую объективную сложность анализируемых взаимодействий при наименьшем числе входящих в рассмотрение параметров и операторов. Выбор временных масштабов исследований при решении динамических задач радиохемоэкологии имеет особое значение.

Это можно проиллюстрировать на примере. Попадая вместе с пищей, проникая через клеточные мембраны или сорбируясь на биологических поверхностях, радикалы либо целые молекулы химических веществ, в том числе и токсикантов, находятся в контакте с гидробионтами некоторое время, по истечении которого вновь возвращаются в водную среду, причём часто в виде иных соединений (результат метаболизма или десорбции). Во время непосредственного контакта с гидробионтом атомы или молекулы одного и того же вещества могут входить в различные химические соединения, вступать в биохимические реакции, включаться в ткани и переноситься по органам животных. Рассмотрение этих процессов в микромасштабе времени требует прослеживания цепочки превращений, претерпеваемых каждым атомом или молекулой вещества. Для описания связи между концентрацией вещества

в среде и его обменом гидробионтом в микромасштабе необходимо применять модели с запаздывающими аргументами, учитывающие дифференцированно характеристики всех цепочек превращений. В мезомасштабном рассмотрении закономерностей обмена промежутки времени прохождения атомов или соединений по цепочкам превращений нивелируются, и весь процесс можно рассматривать как один поток или небольшое количество потоков, протекающих с различной скоростью. Описание мезомасштабных процессов обмена сводится к нахождению связи между концентрацией вещества в среде или пише и интенсивностью обмениваемых потоков в зависимости от физиологического состояния, популяционных, трофических и экологических характеристик гидробионтов. В макромасштабном рассмотрении обмениваемое гидробионтом вещество анализируется как единый поток или потоки, зависящие от интегральных характеристик распределения этого вещества в среде и от биотических гидробионта. Между пространственно-временными параметров масштабами, сглаженностью параметров по частоте и требованиями точности имеется, очевидно, взаимосвязь, которая определяет молекулярный, физиологический, популяционный или экологический уровень исследований. Для математического взаимодействий между живым веществом описания И радиоактивными или химическими субстратами, а также для решения задач прогнозирования загрязнения и самоочищения морской рассматриваются полуэмпирические среды модели. Эмпирические блоки этих моделей получены на основе лабораторных, как правило радиотрассерных, экспериментов по изучению алиментарного и парентерального путей поглощения веществ гидробионтами. Эти блоки служат низшими уровнями полуэмпирических моделей, отражающих био- и абиотические взаимодействия в экосистеме.

В настоящей работе для построения математических моделей использован балансовый метод выражения их операторов L_i. Рассмотрены балансовые равенства, замыкающие экосистему по веществу, энергии, лимитирующему биогенному субстрату, а также по загрязнителю среды. Балансовый метод замыкания экосистемы по химическим или радиоактивным веществам обусловлен, по нашему мнению, исторически. Первоначально развивались модели, имеющие в своей основе баланс по веществу. К ним в первую очередь трофических относились модели взаимоотношений типа хищник — жертва (Вольтера, 1972; Lotka, 1925). В дальнейшем выяснилось, что биологические ткани имеют различные энергетические эквиваленты. Это потребовало, наряду с балансом по веществу, замыкать экосистемы по энергии

(Винберг, Анисимов, 1966). Исследования биохимических форм существования жизни показали, что разные химические вещества в экосистемах имеют различные биогеохимические циклы (Lowman et al., 1971). Это определяется не только различием воздействия на них абиотических факторов морской среды, но и разной передачей вещества по трофическим цепям, что потребовало наряду с балансом по веществу и энергии разработать методы замыкания экосистем по химическим соединениям. Задача создания указанных выше эмпирических моделей и вытекала из требований разработки базы для получения балансовых равенств, замыкающих экосистемы по химическим или радиоактивным веществам.

В рамках настоящей работы структура и параметры эмпирических моделей определялись по результатам опытов с радиоактивной меткой. Это было продиктовано возможностью изучать кинетические закономерности химических воздействий без нарушения стационарности био- и абиотических характеристик экспериментальных геосистем. Результаты таких экспериментов позволили по данным наблюдений за поведением радионуклидов в гидробионтах и среде определять параметры, характеризующие процессы обмена их стабильных химических аналогов. Главной задачей экспериментальных исследований была разработка эмпирических моделей, применимых лля оптимального решения балансовым метолом проблем математического описания кинетики взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными или химическими компонентами морской среды. Указанная задача имела два основных аспекта изучения взаимодействия между гидробионтами и загрязнителями морской среды. Первый из них был связан с исследованием кинетических характеристик поглощения, концентрирования и обмена веществ гидробионтами, а также с изучением влияния живого вещества на распределение и миграцию химических или радиоактивных веществ в среде. Второй аспект был обусловлен мутагенным и токсическим воздействием их на биоту. В рамках настоящей работы проблема определения допустимого антропогенного пресса на гидробионты решалась для таких его уровней, при которых токсические и мутагенные воздействия не приводили к нежелательным или необратимым изменениям в структуре и продукционных характеристиках экосистем. Именно поэтому в рамках настоящей книги рассмотрены кинетические характеристики взаимодействий только между живым веществом и загрязнителями морской среды.

Раздел 2.1.2. Математические модели кинетики взаимодействия гидробионтов с радиоактивными и химическими компонентами морской среды

Исследования поглощения радионуклидов морскими организмами в опытах с неизменяющимися биотическими и абиотическими условиями позволили заключить, что кинетика этих процессов в нестационарной фазе описывается степенной функцией (Баринов, 1965). Для практических целей часто требуется определять скорость поглощения радиоактивной метки гидробионтом в начальный (t = 0) момент времени. Степенная функция при t = 0 не дифференцируема, поэтому потребовался подбор аппроксимационной функции, описывающей полные ряды экспериментальных наблюдений. Было установлено, что в целом процесс на стадии как накопления (Бачурин, 1968; Bloom, Raines, 1971; Weers, 1973; Громов и др., 1979; Beasley et al., 1982), так и выведения (Злобин, 1968; Cranmore, Harrison, 1975; Guary, Fowler, 1979) с достаточной степенью адекватности описывается суммой экспоненциальных членов:

$$C_r(t) = \sum_{i=1}^n B_i e^{-p_i t}$$
, (2.1.2.1)

где $C_r(t)$ — концентрация радионуклида или его носителя в гидробионте в момент времени *t*;

п — количество экспоненциальных членов;

B_i и *p_i* — параметры.

Опытам по выведению радионуклидов гидробионтами соответствует значение $B_0 = 0$. Параметр p_i рассчитывается по формуле:

$$p_i = \frac{\ln 2}{\tau_i}, \qquad (2.1.2.2)$$

где *т*_{*i*} — периоды полузатухания экспонент.

Применительно к начальным условиям эксперимента по накоплению радионуклидов гидробионтами, при $C_r(t=0)$ и $C_B(0) = C_{B0}$, где C_{B0} — концентрация радионуклида или изотопного носителя в воде C_B в начальный момент времени t = 0, функция (2.1.2.1) имеет вид:

$$K_{\mu}(t) = K_{c} - \sum_{i=1}^{n} B_{i} e^{-p_{i}t}$$
, (2.1.2.3)

где К_н(*t*) — коэффициент накопления (Вернадский, 1929; Тимофеев-Ресовский, 1957; Поликарпов, 1964) радионуклида гидробионтом в текущий момент времени (*t*), равный

отношению концентрации радионуклида в гидробионте (C_r) к его концентрации в воде (C_в);

 B_i и p_i — параметры;

 K_{c} — коэффициент накопления в стационарной фазе при $K_{H}(t \to \infty)$, называемый статистическим или предельным.

В соотношении (2.1.2.3):

$$K_c = \sum_{i=1}^n B_i \ . \tag{2.1.2.4}$$

Функции вида (2.1.2.1–2.1.2.4) нашли применение для описания экспериментальных данных парентерального и сорбционного поглощения химических веществ и радионуклидов живым и косным веществом, а также алиментарного их поглощения гидробионтами (Kowal, 1971; Pentreath, 1973; Hakonson et al., 1975).

С позиций теории эксперимента (Налимов, 1971; Круг и др., 1977), интегральная модель вида (2.1.2.1) является полиномиальной. Коэффициенты полиномов можно интерпретировать как члены ряда Тейлора, то есть как значения частных производных в точке, вокруг которой производится разложение функции, задающей решение неизвестных дифференциальных уравнений. В. В. Налимов (1971) отмечает: «Зная численные коэффициенты отрезка ряда Тейлора, нельзя восстановить исходную функцию, аналитическое выражение которой остаётся неизвестным исследователю, и тем более нельзя восстановить исходные дифференциальные уравнения, которыми описывается механизм процесса... Это обстоятельство и является источником многообразия моделей, применимых для описания одного объекта».

В настоящее время используется несколько допущений, позволяющих перейти от интегральных моделей (2.1.2.1–2.1.2.4) к дифференциальным. А. А. Бачурин (1968). допустив, что зависимость (2.1.2.3) является реакцией системы радионуклид в морской среде — гидробионт на единичный скачок (пороговое изменение радиоактивности от $C_{\rm B} = 0$ до $C_{\rm B} = 1$), установил передаточную функцию системы и при n = 2 методом «чёрного ящика» получил дифференциальное уравнение динамики изотопного обмена между морскими организмами и средой:

$$T_{1}T_{2}\frac{d^{2}C_{\Gamma}}{dt^{2}} + (T_{1}T_{2})\frac{dC_{\Gamma}}{dt} + C_{\Gamma} = (B_{1}T_{1} + B_{2}T_{2})\frac{dC_{B}}{dt} + K_{C}C_{B},$$
(2.1.2.5)

где $T_i = p_i^{-1}$ — постоянные времени экспонент.

Другая интерпретация соотношений (2.1.2.1) и (2.1.2.3) позволила В. И. Беляеву (1972) получить уравнение изотопного обмена методами описания дисперсных систем

с использованием лагранжевых переменных (Беляев, 1964). Модель В. И. Беляева была построена исходя из допущения, что в гидробионте имеется несколько фаз, характеризующихся концентрациями изотопа C_{ri} и его стабильного аналога C'_{ri} , а также скоростями обмена g_i , определяющими поток элемента в единицу времени между фазами организма, отнесёнными к единице массы фазы. При указанных допущениях уравнение обмена для каждой фазы имеет вид:

$$\frac{dC_{ri}}{dt} + \frac{g_{i}}{C_{ri}}C_{ri} = \frac{g_{i}}{C_{B}}C_{B}, \qquad (2.1.2.6)$$

где С'в — концентрация стабильного аналога изотопа в воде.

Общее содержание изотопа в гидробионте ($C = \Sigma C_{ri}$) при начальных условиях $C_{ri} = C_{ri}(0)$ выражается соотношением:

$$C_{r} = \frac{C_{B}C_{r}}{C_{B}} - \sum_{i=1}^{n} \left[\left(\frac{C_{B}C_{r}}{C_{B}} - C_{ri}(0) \right) e^{-\frac{gi}{C_{ri}}} \right].$$
(2.1.2.7)

Решение уравнения (2.1.2.7) идентично соотношению (2.1.2.3). При *n* = 2 параметры уравнений (2.1.2.6–2.1.2.7) принимают вид:

$$B_{1} = \frac{C_{r1}}{C_{B}} - \frac{C_{r1}(0)}{C_{r}}; \quad B_{2} = \frac{C_{r2}}{C_{B}} - \frac{C_{r2}(0)}{C_{r}}; \quad (2.1.2.8)$$

$$\mathbf{p}_1 = \frac{\mathbf{g}_1}{\mathbf{C}'_{r1}}; \qquad \mathbf{p}_2 = \frac{\mathbf{g}_2}{\mathbf{C}'_{r2}}; \qquad K_C = \frac{\mathbf{C}'_r}{\mathbf{C}_B'}.$$
 (2.1.2.9)

где K'_c — коэффициенты накопления стабильного аналога радионуклида гидробионтом.

При описании кинетики процессов обмена радиоактивных и химических веществ гидробионтами наиболее широкое распространение получили камерные модели (Sheppard, 1948; Sheppard, Householder, 1951; Solomon, 1960; Berman, 1965; Brownell et al., 1968; Fried, 1968; Atkins, 1969; Bernhard, 1971; Bloom, Raines, 1971; Conover, Francis, 1973; Bernhard et al., 1975; Сукальская, Лихтарев, 1976). Базой для применения камерных моделей послужило формирование представлений о том, что гидробионты имеют обменные (и необменные) фонды химических элементов (радионуклидов), взаимодействующие со средой или между собой со скоростями метаболических реакций различных порядков. В качестве камер рассматривались целые организмы, их отдельные органы, ткани, а также различные физико-химические состояния радионуклидов в гидробионте. В то же время отдельные органы или ткани могли отображаться несколькими камерами. Исследования показали (Riziĉ, 1972; Ботов, 1975), что для построения камерной модели необходимо соответствие её структурной сложности точности определяемых из эксперимента параметров экспонент, которые могут быть использованы для параметризации моделей. Те камерные модели, в которых учитывалось это обстоятельство, относились к эмпирическим дифференциальным моделям. В противном случае они рассматривались как теоретические.

При n = 2 кинетика взаимодействия обменных фондов гидробионта с радионуклидом в среде в общем случае описывается камерной моделью, имеющей структуру, изображённую на рис. 2.1.2.1. Камеры этой модели соответствуют радиоактивному или химическому компоненту в воде (1 на рис. 2.1.2.1) и гидробионте (2 и 3 на рис. 2.1.2.1). Указанную структурную схему реализуют дифференциальные уравнения (Riziĉ, 1972):

$$\frac{dA_1}{dt} = -A_1(r_{12} + r_{13}) + r_{21}A_2 + r_{31}A_3;$$

$$\frac{dA_2}{dt} = r_{12}A_1 - (r_{21} + r_{23})A_2 + r_{32}A_3;$$

$$\frac{dA_3}{dt} = r_{13}A_1 + r_{23}A_2 - (r_{31} + r_{32})A_3,$$
(2.1.2.10)

где A₁, A₂ и A₃ — содержание радионуклида или изотопного носителя в камерах, соответствующих воде и гидробионту;

г с индексами — показатели скоростей обмена химического или радиоактивного субстрата между камерами.

Применительно к закрытой системе (рис. 2.1.2.1) при начальных условиях $A_i(0) = A_{i0}$, где *i* — номер камеры, общее решение уравнений (2.1.2.10) имеет вид:

$$A_i(t) = \sum_{i=0}^2 a_i e^{-p_i t} , \qquad (2.1.2.11)$$

где *a*_i и *p*_i — параметры.

В уравнении (2.1.2.1) $p_0 = 0$, поэтому при неизменной биомассе гидробионта в среде выражения (2.1.2.1) и (2.1.2.11) тождественны. В связи с этим определение параметров уравнения (2.1.2.11) — A₁, A₂, A₃ и *r* с индексами — эмпирической камерной модели сводится к установлению показателей скоростей обмена из экспериментальных наблюдений через коэффициенты уравнений (2.1.2.1) и (2.1.2.3).



Рис. 2.1.2.1. Структура модели обмена радионуклида в системе вода — гидробионт

Исслелования (Fried. 1968: Riziĉ. 1972). показали что эта залача для трёхкамерной модели с полным набором транспортных коммуникаций без привлечения дополнительных данных неразрешима, так как при n = 2 теория камерного анализа (Sheppard, 1948) даёт независимые уравнения для установления лишь четырёх из шести показателей скоростей обмена, определяемых структурой модели (рис. 2.1.2.1). При этом камера, отражающая кинетические закономерности поведения радиоактивного или химического вещества в воде, должна быть связана не менее чем двумя транспортными коммуникациями с камерами гидробионта. Это обусловлено тем, что одна из них должна отражать процессы поступления элемента в гидробионт, а другая — выведения из него. Эмпирическая зависимость (2.1.2.1) не несёт информации о транспортных коммуникациях, так как описывает кинетику лишь суммарного обмена между средой и гидробионтом, поэтому для обоснования структуры коммуникаций между камерами необходимо привлечение сведений о механизмах обмена или выдвижение дополнительных гипотез. Когда задача исследования инвариантна по отношению к различным наборам транспортных коммуникаций, наиболее простой структурой обладает так называемая сосковая модель (Riziĉ, 1972), отражающая независимое взаимодействие каждой камеры гидробионта со средой (при $r_{23} = 0$ и $r_{32} = 0$). Для сосковой модели при разных соотношениях количества субстрата в гидробионте и воде показатели скоростей обмена камер рассчитываются по формулам (Егоров, 1975):

$$\begin{aligned} \mathbf{r}_{12} &= \mathbf{m}_{y_{\pi}} \mathbf{B}_{1} \mathbf{p}_{1} \mathbf{p}_{2} / \mathbf{r}_{13}; & \mathbf{r}_{21} &= \mathbf{p}_{1} \mathbf{p}_{2} (1 - \mathbf{m}_{y_{\pi}} \mathbf{K}_{c}) / \mathbf{r}_{31}; & \mathbf{r}_{13} &= \mathbf{m}_{y_{\pi}} \mathbf{B}_{2} \mathbf{p}_{1} \mathbf{p}_{2} / \mathbf{r}_{21}; \\ \mathbf{r}_{31} &= (\mathbf{p}_{1} \mathbf{p}_{2} - \mathbf{S}) / 2 (1 - \mathbf{m}_{y_{\pi}} \mathbf{B}_{1}) / (1 - \mathbf{m}_{y_{\pi}} \mathbf{K}_{c}); \\ \mathbf{S} &= \sqrt{(\mathbf{p}_{1} + \mathbf{p}_{2})^{2} - 4\mathbf{p}_{1} \mathbf{p}_{2} (1 - \mathbf{m}_{y_{\pi}} \mathbf{B}_{1}) (1 - \mathbf{m}_{y_{\pi}} \mathbf{B}_{2}) / (1 - \mathbf{m}_{y_{\pi}} \mathbf{K}_{c})}. \end{aligned}$$
(2.1.2.12)

Из уравнений (2.1.2.12) вытекает основное условие применимости модели (2.1.2.10): m_{ya} ·K_c << 1. Оно указывает, что модель может быть использована для отражения состояний систем, в которых пул химического или радиоактивного вещества в гидробионте значительно меньше его пула в воде. Если этим пулом можно пренебречь, то показатели скоростей обмена, отнесённые к единице биомассы гидробионта в среде, равны:

$$r_{12} = B_1 p_1; \quad r_{21} = p_1; \quad r_{13} = B_2 p_2; \quad r_{31} = p_2.$$
 (2.1.2.13)

В этом случае балансовые равенства модели (2.1.2.10) в пересчёте на C_r и $C_в$ будут иметь вид:

$$\frac{dC_{1}}{dt} = p_{1}(C_{B}B_{1} - C_{1});$$

$$\frac{dC_{2}}{dt} = p_{2}(C_{B}B_{2} - C_{2});$$

$$\frac{dC_{B}}{dt} = m_{y_{R}}[p_{1}C_{1} + p_{2}C_{2} - C_{B}(B_{1}p_{1} + B_{2}p_{2})].$$
(2.1.2.14)

Именно поэтому задача параметризации модели сводится к определению параметров уравнения (2.1.2.14) по результатам аппроксимации экспериментальных наблюдений функциями (2.1.2.1) или (2.1.2.3).

Закрытой системе радиоактивный или химический субстрат в морской среде — гидробионт соответствуют начальные условия $C_1(0) = C_{10}$, $C_2(0) = C_{20}$ и $C_B(0) = C_{B0}$. Если сохраняется условие $m_{ya} \cdot K_c \ll 1$, то решение уравнения (2.2.14) по отношению к C_r имеет следующий вид:

$$C_{\Gamma}(t) = K_{c}C_{B0} + (C_{10} - C_{B0}B_{1})e^{-p_{1}t} + (C_{20} - C_{B0}B_{2})e^{-p_{2}t}.$$
 (2.1.2.15)

Это выражение показывает, что при любых изменениях состояния системы направленность кинетических процессов после прекращения воздействия такова, что отношение C_r к C_в в водной среде всегда стремится к величине K_c.

Раздел 2.1.3. Методы интерпретации результатов природных наблюдений и экспериментов с радиоактивной меткой для параметризации полуэмпирических моделей

В предыдущих разделах был обоснован тезис, что для параметризации полуэмпирических моделей требуются разработка и адаптация методов интерпретации природных и экспериментальных наблюдений, связанной с определением параметров зависимостей как концентрирования, так и обмена живого и косного вещества химическими и радиоактивными компонентами морской среды. В разделе 1.6 отмечено, что соотношения между стационарными уровнями концентраций химических и радиоактивных веществ в живом и косном веществе и их содержанием в морской среде описываются уравнениями Фрейндлиха и Ленгмюра.

Уравнение Фрейндлиха имеет вид:

$$C_{\rm r} = \mathbf{A} \cdot \mathbf{C}_{\rm B}^{-b}, \qquad (2.1.3.1)$$

где A и b — коэффициенты.

Уравнение является гиперболической функцией, которая в логарифмическом масштабе по осям ординат соответствует уравнению прямой линии. Параметры этой прямой могут быть установлены аппроксимацией результатов наблюдений по методу наименьших квадратов. Именно поэтому гипотеза о соответствии эмпирических наблюдений закономерности Фрейндлиха обычно проверяется по статистическим критериям линейности и разброса результатов наблюдений, отложенных в логарифмических масштабах по осям координат. Она принимается на основе оценки величины коэффициента детерминации *R*². При этом параметры уравнения (2.1.3.1) определяются по смещённым оценкам коэффициентов уравнения прямой линии:

$$\operatorname{Log} C_{r} = \operatorname{Log} (A) - b \cdot \operatorname{Log} C_{B}, \qquad (2.1.3.2)$$

обусловленным тем, что они устанавливались из условия минимизации не суммы квадратов отклонений, а суммы логарифмов квадратов отклонений.

Уравнение Ленгмюра (Несмеянов, 1978) имеет следующий вид:

$$C_{r} = \frac{C_{B}C_{Max}}{1/k_{L} + C_{B}},$$
 (2.1.3.3)

где k_L — параметр уравнения Ленгмюра;

C_{max} — равновесная концентрация насыщения химического элемента в живом или косном веществе.

Необходимо отметить, что параметр уравнения Ленгмюра С_{max} характеризует сорбционное или метаболическое насыщение субстратом компонентов живого либо косного вещества. Именно поэтому теоретическая интерпретация данных с использованием уравнения Ленгмюра имеет более высокую практическую значимость при решении проблем санитарно-гигиенического нормирования предельно допустимого загрязнения морских акваторий.

Исследования закономерностей минерального обмена показали, что зависимость изменения скорости поглощения минеральных элементов гидробионтами (V) соответствует кинетике ферментативных реакций и описывается уравнением Михаэлиса — Ментен (Паттон, 1968):

$$v = \frac{v_{\max} C_{_{B}}}{K_{_{m}} + C_{_{B}}},$$
 (2.1.3.4)

где V_{max} — максимальная скорость поглощения участвующего в ферментативной реакции субстрата;

С_в — концентрация субстрата в водной среде;

К_т — параметр, имеющий размерность единиц концентрации субстрата в воде (С_в), называемый константой уравнения Михаэлиса — Ментен.

Величина K_m численно равна значению C_B , при котором скорость поглощения субстрата составляет половину от максимальной. Из соотношения (2.1.3.4) видно, что в области микроконцентраций, когда $C_B < K_m$, величина V пропорциональна C_B с постоянным значением коэффициента пропорциональности V_{max} / K_m , то есть наблюдается первый порядок метаболических реакций. В интервале больших значений C_B , когда $C_B >> K_m$, величина V = V_{max} , а значит, и скорость поглощения субстрата, не зависит от его количества в водной среде, что соответствует метаболическим реакциям нулевого порядка (Паттон, 1968).

Удобство биологической интерпретации уравнения Михаэлиса — Ментен определило его широкое использование и привело к разработке вспомогательных линеаризованных выражений, допускающих графическое определение его применимости и параметров. Было предложено (Паттон, 1968) оценивать эти параметры по степени линейности эмпирических зависимостей, построенных в координатах линеаризованных уравнений Лайнуивера — Берка:

$$\frac{1}{v_n} = \frac{K_m}{V_m} \frac{1}{C_e} + \frac{1}{V_m}$$
(2.1.3.5)

или модифицированного уравнения Лайнуивера — Берка:

$$\frac{C_{e}}{v_{n}} = \frac{1}{V_{m}} C_{e} + \frac{K_{m}}{V_{m}}.$$
(2.1.3.6)

Следует отметить, что уравнения Ленгмюра (2.1.3.3) и Михаэлиса — Ментен (2.1.3.4) по смыслу различаются, но при 1 / k_L = K_m они параметрически идентичны. Именно поэтому уравнения Лайнуивера — Берка применимы для верификации обеих закономерностей.

При экспериментальном изучении поглощения радионуклидов живым или косным веществом непосредственно из водной среды за счёт сорбционных либо метаболических процессов радиоактивная метка вносится в воду аквариумов в физикохимической форме, идентичной форме её пребывания в природной морской среде, а также в невесомом количестве по отношению к концентрации изотопного или неизотопного носителя в воде.

Методология изучения кинетических характеристик и концентрирующей способности гидробионтов в опытах с радиоактивной меткой основана на внесении в воду экспериментальных аквариумов радиоактивных аналогов химических веществ и на определении скорости и стационарных уровней поглощения меченых атомов в результате установления равных удельных радиоактивностей в гидробионтах и в воде. Момент времени t = 0 в аквариумах характеризуется следующими начальными условиями: $C_{Bc} = C_{Bc0}$; $C_{rc} = C_{rc0}$; $C_{Bp} = C_{Bp0}$ и $C_{rp} = 0$, где C_{Bc0} и C_{rc0} — концентрации химического элемента и его радиоактивной метки Свро и Сгро в воде и гидробионте соответственно при t = 0. При этом стационарное значение коэффициента накопления стабильного элемента гидробионтом $K_{ccr} = C_{rc0} / C_{Bc0}$, а радионуклида К_с = С_{рг} / С_{рв0} = 0. В дальнейшем, в результате сорбционного и/или минерального условиях, идёт обмена в экспериментальных выравнивание удельных радиоактивностей метки в воде и гидробионте до момента, когда $C_{rp} / C_{rc} = C_{Bp} / C_{Bct}$. При достижении стационарности системы минерального обмена отношение концентрации метки в гидробионте $C_{rp}(t_{\infty} \to \infty)$ к её концентрации в воде $C_{pB}(t_{\infty} \to \infty)$ как для радионуклида, так и для изотопного носителя $C_{cr}(t_{\infty} \to \infty)$ и $C_{rp}(t_{\infty} \to \infty)$ выравниваются, а К_с = К_{сст}.

Типичная картина переходного процесса, при котором изменяются концентрации радионуклида в гидробионте в воде экспериментального аквариума, показана на рис. 2.1.3.1. На рис. 2.1.3.1а и 2.1.3.16 видно, что зависимости изменения во времени t концентрации радиоактивной метки в гидробионте $C_{rp}(t)$ и в воде $C_{вp}(t)$

в значительной степени определяются удельной массой гидробионта в аквариуме. В аквариумах с относительно низкой удельной массой гидробионта (m_{yq1}) тренды изменения концентрации радионуклида в гидробионте $C_{rp}(m_{yq1})$ и в воде $C_{вp}(m_{yq1})$ будут лежать выше, чем соответствующие тренды изменения концентрации радионуклида в гидробионте и в воде аквариума с большей удельной массой гидробионта ($m_{yq2} > m_{yq1}$). Это обусловлено тем, что в процессе минерального обмена радиоактивная метка извлекается гидробионтом из воды тем в большей степени, чем выше его удельная масса в аквариуме.



Рис. 2.1.3.1. Кинетические зависимости изменения концентрации $C_{r1}(t)$ и $C_{r2}(t)$ и коэффициента накопления K(t) радионуклида в гидробионте или в косном веществе (a) и удельной его концентрации Cv/Co в воде (б) при разных удельных массах вещества ($M_r / M_B = 0.001$ и $M_r / M_B = 0.005$ соответственно) в экспериментальных аквариумах

В разделе 2.1.2 настоящей главы показано, что верификация моделей типа (2.1.2.10) и (2.1.2.14) обычно производится по результатам экспериментальных наблюдений, аппроксимированных экспоненциальными зависимостями вида (2.1.2.1) или (2.1.2.3). Между тем полученные экспериментально оценки *B_i* и *p_i* в этих

уравнениях зависят от величины m_{ya} , что налагает ограничения на постановку экспериментов с радиоактивной меткой (Поликарпов, Бачурин, 1970). Эти ограничения связаны с тем, что только при m_{ya} ·K_c << 1 представленный на рис. 2.1.3.1 тренд K_H(*t*) будет совпадать с уравнениями (2.1.2.1) и (2.1.2.3) при разных значениях m_{ya1} и m_{ya2} . Таким образом, соблюдение условия m_{ya} ·K_c << 1 требуется как при постановке экспериментов с радиоактивной меткой, так и при параметризации моделей вида (2.1.2.10) и (2.1.2.14).

Проведённый анализ свидетельствует о том, что задача выделения *n* показательных функций (2.1.2.1) или (2.1.2.3) по опытным данным имеет точное решение, однако показательные функции не обладают свойством ортогональности. Матрица нормальных уравнений для аппроксимации наблюдений методом наименьших квадратов характеризуется большой скошенностью, поэтому, кроме чисто математического решения проблемы, необходимо рассмотрение её численных аспектов. К. Ланцош (Ланцош, 1961), приведя математический метод выделения показательных функций, указал, что для определения их коэффициентов исходные данные должны задаваться с исключительной точностью. Например, для выделения четырёх или пяти показательных членов необходима точность наблюдений в шестьвосемь значащих цифр (Ланцош, 1961). Гласс и Гаретта (Glass, Garetta, 1967), исследуя двухэкспоненциальной точность определения параметров функции (2.1.2.3)в зависимости от погрешности исходных данных, получили результаты, приведённые в табл. 2.1.3.1. Видно, что точность определения коэффициентов показательной зависит от погрешности наблюдений и их функции количества, а также от их соотношения параметров.

Таблица 2.1.3.1.	Точность	определения	параметров	двухэкспоненциальной	функции
в зависимости от	погрешно	сти наблюден	ий* (Glass, G	aretta, 1967)	

Число	Іисло Средняя		Точность определения параметров				
точек	относительная	в зависимости от отношения p ₁ /p ₂ , %					
наблюдений	погрешность наблюдений, %	4:1	3:1	2:1			
11	2	6.34	13.42	36.06			
	3	9.68	23.28	22.06			
	5	21.66	32.72	52.34			
	10	23.18	61.40	—			
12	2	_	_	6.34			
	10	-	-	36.10			

* В таблицу включены средние значения погрешности (удвоенной дисперсии, 2σ) четырёх параметров *B*₁, *B*₂, и *p*₁, *p*₂ функции (2.1.2.15) в зависимости от средней погрешности значений функции в точках наблюдений В исследованиях методом радиоактивных индикаторов вариабельность данных обусловлена как точностью измерения массы образцов и радиометрирования, так и биологической вариабельностью. Разброс данных характеризуется коэффициентом вариации $V_{\text{вар}}$, обычно составляющим величину 10–30 % (Иванов и др., 1978). Число повторностей измерений $n_{\text{изм}}$, соответствующих каждому фиксированному моменту времени, в зависимости от точности определения анализируемой величины оценивается по формуле (Урбах, 1964):

$$n_{u_{3M}} = \frac{u_{\alpha}^2}{\epsilon^2} v_{sap}^2, \qquad (2.1.3.7)$$

где є — предельная относительная погрешность;

и_α — параметр, выбираемый из таблиц, исходя из уровня значимости α.

Из формулы (2.1.3.7) следует, что даже при 10%-ной вариабельности для наблюдений с 1%-ной погрешностью при уровне значимости $\alpha = 0.05$ ($u_{\alpha} = 1.96$) необходимо сделать не менее 386 повторностей при измерении радиоактивных образцов гидробионта в каждом зафиксированном моменте времени. Отобрать столько образцов для анализа в пределах узкого временного интервала обычно не удаётся. Следовательно, задача выделения более двух показательных функций по данным опытов с радиоактивной меткой некорректна. В связи с этим данные наблюдений обычно аппроксимируются одним или двумя экспоненциальными членами. Если результаты наблюдений выведения радионуклида гидробионтом во времени ложатся на графике на прямую линию в логарифмическом масштабе по осям ординат, то для интерпретации данных достаточно одного экспоненциального члена (при n = 1). В противном случае возникает необходимость определения параметров двух экспоненциальных членов. При этом представляет практический интерес оценка параметров p1, p2 и B1, B2, величины Кс и относительной скорости (Vo6) поступления или обмена радионуклида гидробионтом, которая рассчитывается по формуле, получаемой дифференцированием выражения (2.1.2.3):

$$V_{o6} = B_1 \cdot p_1 + B_2 \cdot p_2. \tag{2.1.3.8}$$

В настоящее время для определения параметров экспоненциальных функций наибольшее применение нашёл графический метод (Трошин, 1957). Он базируется на свойстве экспоненциальных функций вида B_{ie}^{-pit} стремиться к нулю при $t \to \infty$. Наиболее медленно это происходит у слагаемого с наименьшим по модулю значением
параметра *p_i*. Начиная с некоторого момента времени справедливо приближённое равенство (Бачурин, 1968):

$$K_{c} - K_{H}(t) \approx B_{ie}^{-pit}$$
. (2.1.3.9)

Логарифмирование выражения (2.1.3.9) даёт зависимость, которая при $t \to \infty$ стремится к прямой:

$$\ln(B_{ie}^{-pit}) \approx \ln B_i - p_i t.$$
 (2.1.3.10)

Отложив эту зависимость в логарифмическом масштабе по оси ординат и проведя к ней асимптоту, можно по положению асимптоты к ней определить значения B_1 и p_1 , так как точка пересечения асимптоты с осью ординат имеет координаты (0, ln B_1), а тангенс угла её наклона к оси абсцисс равен p_1 . Исключение из выражения (2.1.3.9) найденного слагаемого B_{ie}^{-pit} позволяет получить новую функцию, являющуюся при n = 2 прямой, по которой путём аналогичных операций над асимптотой определяются оставшиеся значения B_2 и p_2 .

Значения p_i могут быть определены и по формуле (2.1.3.9) через периоды полузатухания экспонент $\tau_i = 0.693/p_i$, равные промежутку времени, при котором ордината любого отрезка на асимптоте уменьшается вдвое. Из выражения (2.1.2.3) видно, что определить параметры B_1 , B_2 , и p_1 , p_2 графическим методом можно лишь в случае, если известна оценка величины K_c. Именно поэтому длительность опытов, предназначенных для математической интерпретации, должна быть такова, чтобы процесс концентрирования был прослежен до близкого к стационарному уровня.

Оценки V_{o6} обычно устанавливаются численным дифференцированием зависимости накопления радионуклида гидробионтом по точкам экспериментальных наблюдений. Точность численного дифференцирования определяется погрешностью усечения, вызванной заменой зависимости (2.1.2.3) интерполяционным многочленом и погрешностью округления, обусловленной отличием определяемых экспериментально выборочных $K_{\rm H}(t)$ от их генеральных значений (Копченова, Марон, 1972). Эти погрешности зависят от промежутков времени Δt между измерениями $K_{\rm H}(t)$. При их уменьшении погрешность усечения, как правило, снижается, а погрешность округления — возрастает.

Раздел 2.2. Парентеральный сорбционный и минеральный обмен живых и косных компонентов экосистем

В контексте настоящей работы под парентеральным поглощением понималась вся совокупность сорбционных и метаболических процессов непищевого поступления

радиоактивных и химических веществ в биотические и абиотические компоненты экосистем. Этот путь связан с их поступлением непосредственно из водной среды через сорбирующие поверхности косного вещества или оболочки либо через покровы тела морских организмов, а также с заглатываемой водой. Целью исследований являлась параметризация и верификация камерных моделей применительно к задаче их использования для отражения концентрирующей и обменной функций живого и косного вещества в условиях изменения биотических и абиотических факторов среды.

Раздел 2.2.1. Эмпирическая параметризация и верификация камерных моделей

В работах, посвящённых использованию камерных моделей для описания кинетики минерального обмена гидробионтов, верификация моделей делалась экспериментальных наблюдений, которые по данным использовались и для определения её параметров (Bernhard, 1971; Riziĉ, 1972). В связи с этим возникла необходимость разработки методических подходов для определения однозначности их значений относительно изменений начальных условий открытых и закрытых систем живое или косное вещество химический или радиоактивный компонент морской В последующих работах (Поликарпов, Егоров, 1986) задача оценки среды. адекватности модели (2.1.2.14) решалась сравнением эмпирических данных, аппроксимированных соотношением (2.1.2.3), с результатами решений, реализующих модель дифференциальных уравнений при начальных условиях, соответствующих экспериментальным. При этом результаты одной серии экспериментов использовались для определения параметров модели, а другой — для оценки её адекватности.

В опытах с ⁹⁰Sr и черноморской бурой водорослью *Cystoseira barbata* (Егоров, Кулебакина, 1973) была получена эмпирическая зависимость (рис. 2.2.1.1), аппроксимация которой позволила определить параметры модели (2.1.2.3):

 $B_1 = 93.0;$ $B_2 = 195;$ $p_1 = 1.7340 (\text{cyr}^{-1});$ $p_2 = 0.0771 (\text{cyr}^{-1}).$ (2.2.1.1)

В другой серии опытов водоросли через определённые промежутки времени последовательно помещали в аквариумы, содержащие ⁹⁰Sr, и в воду без радиоактивности. Кинетику поглощения и выведения ⁹⁰Sr цистозирой в этих экспериментах описывали уравнением (2.1.2.15). При пересчёте данных, выраженных через концентрирующую способность гидробионтов, величины $K_{\rm h}(t)$ рассчитывали по формуле:

$$K_{\rm H}(t) = \left(\left(C_{10} - C_{\rm B0} \cdot B_I \right) + \left(C_{20} - C_{\rm B0} \cdot B_2 \right) \right) / C_{\rm B0}, \tag{2.2.1.2}$$

где C_{B0} — концентрация ⁹⁰Sr в воде аквариума, в котором по данным опыта определяли параметры уравнения (2.1.2.15).



Рис. 2.2.1.1. Кинетика накопления ⁹⁰Sr *Cystoseira barbata*; К(*t*) — коэффициент накопления в момент времени *t* (сплошными линиями изображены расчётные данные) (Егоров, Кулебакина, 1974)

Результаты наблюдений и теоретического описания кинетики радиоизотопного обмена ⁹⁰Sr между *Cystoseira barbata* иллюстрируются рис. 2.2.1.2.

В аналогичных опытах (рис. 2.2.1.3) с черноморской ульвой и ⁶⁵Zn (Егоров и др., 975) была получена зависимость вида (2.1.2.3) с параметрами $B_1 = 740$; $B_2 = 190$ ($K_c = 930$); $p_1 = 0.119 \text{ сут}^{-1}$; $p_2 = 2.330 \text{ суr}^{-1}$. Результаты описания кинетики поглощения и выведения ⁶⁵Zn водорослями в эксперименте при разных начальных условиях приведены на рис. 2.2.1.3. Сравнение результатов экспериментов и их теоретического описания показало, что гипотеза об адекватности использования математической модели (2.1.2.14) для отражения кинетических закономерностей обмена радионуклидов макрофитами может быть принята.

Результаты моделирования и экспериментов показали удовлетворительное согласие (рис. 2.2.1.4).



Рис. 2.2.1.2. Результаты опыта (\circ) и расчётные данные (сплошные линии) модели обмена ⁹⁰Sr между *Cystoseira barbata* и водной средой; K(*t*) — коэффициент накопления, вычисленный относительно концентрации радионуклида в воде первого аквариума (Егоров, Кулебакина, 1974)



Рис. 2.2.1.3. Кинетика накопления ⁶⁵Zn *Ulva rigida*; K(*t*) — коэффициент накопления в момент времени *t* (сплошными линиями изображены расчётные данные) (Егоров и др., 1975)



Рис. 2.2.1.4. Результаты опыта ($^{\circ}$) и расчётные данные (сплошные линии) модели обмена 65 Zn между Ulva rigida и средой; K(t) — коэффициент накопления, вычисленный относительно концентрации радионуклида в воде первого аквариума (Егоров и др., 1975)

Проверка адекватности модели (2.1.2.14) сделана также по отношению к микроорганизмам и зоопланктону. В опытах с гетеротрофными бактериями (Пархоменко, Егоров, 1979) *Bacterium album* и ⁸⁶Rb получено, что данные по выведению радионуклида ложились во времени на прямую в логарифмическом масштабе по оси ординат (рис. 2.2.1.56).

Результаты экспериментов с *Bacterium album* свидетельствовали о том, что всю совокупность процессов, ответственных за обмен рубидия бактериями, можно интерпретировать как накопление радионуклида в одном обменном фонде гидробионта, то есть для описания кинетических закономерностей можно было использовать модель вида (2.1.2.3) при $p_2 = 0$ и $B_2 = 0$. По данным опыта выведения ⁸⁶Rb бактериями (рис. 2.2.1.5б), после его предварительного накопления в течение 60 минут получено $p_2 = 0.0151$ мин.⁻¹. Значение $B_1 = K_c = 7.74$ было рассчитано при $t_1 = 60$ мин. и $K_{\rm H}(t_1) = 4.8$. Удовлетворительность описания моделью кинетики поглощения ⁸⁶Rb бактериями в эксперименте иллюстрируется рис. 2.2.1.5а.



Рис. 2.2.1.5. Кинетика накопления (а) и выведения (б) ⁸⁶Rb *Bacterium album*; K(t) — коэффициент накопления в момент времени t; C_r/C_0 — отношение радиоактивностей в гидробионте в текущий и начальный момент времени (сплошными линиями изображены расчётные данные) (Пархоменко, Егоров, 1979)

Рассмотрение данных накопления и выведения ⁶⁵Zn неделящейся культурой морских одноклеточных водорослей *Stephanopixis palmeriana* в опытах 3. П. Бурлаковой с сотрудниками (Бурлакова и др., 1980) позволило по формуле (2.1.2.3) определить параметры модели $B_1 = 300$; $B_2 = 230$ (K_c = 530); $p_1 = 0.5770$ час⁻¹; $p_2 = 0.0152$ час⁻¹. Удовлетворительность описания моделью (2.1.2.14) экспериментальных наблюдений иллюстрируется рис. 2.2.1.6.



Рис. 2.2.1.6. Накопление (а) и выведение (б) 65 Zn *Stephanopixis palmeriana*. Сплошные линии соответствуют расчётным данным на модели; К(t) — коэффициент накопления в момент времени t; C_r/C₀ — отношение радиоактивностей в гидробионте в текущий и начальный момент времени (Бурлакова и др., 1980)

Адекватность модели с двухкамерной структурой применительно к зоопланктону изучали в опытах с ⁵⁴Mn и ракообразными *Hyperoche medusarum* и *Megalopa* sp., с ⁶⁵Zn и *H. medusarum* и *Clausocalanus mastigophorus* (Егоров, Иванов, 1981), а также с ⁶⁵Zn и *Euchirella bella* (Пионтковский и др., 1983). Результаты этих исследований иллюстрируются на примере опытов, направленных на изучение поглощения и выведения ⁵⁴Mn мегалопами крабов. Описание кинетических закономерностей обмена ⁵⁴Mn мегалопами моделью с параметрами $B_1 = 3.3$; $B_2 = 90.3$ ($K_c = 93.6$); $p_1 = 0.1390$ час⁻¹; $p_2 = 0.0021$ час⁻¹, приведённое на рис. 2.1.2.7, позволило принять гипотезу об адекватности модели и в отношении зоопланктона.



Рис. 2.2.1.7. Накопление (а) и выведение (б) ⁵⁴Mn *Megalopa* sp. (особи массой 5.5 мг). Сплошные линии соответствуют расчётным данным на модели; K(t) — коэффициент накопления в момент времени t; C_r/C_0 — отношение радиоактивностей в гидробионте в текущий и начальный момент времени (Егоров, Иванов, 1981)

Рассмотренные выше эксперименты ставились по описанной в предыдущей главе методике, позволяющей в независимых опытах определить параметры модели и установить её адекватность. В них соблюдались следующие условия:

а) физиологическое состояние гидробионтов поддерживалось неизменным;

б) за время наблюдений генеративный и соматический рост животных практически отсутствовал;

в) температура, солёность, pH среды и её освещённость поддерживались в интервалах, соответствующих естественным условиям существования гидробионтов;

г) радионуклиды вносились в экспериментальные растворы в количествах, не искажающих солевой состав вод, и в физико-химических формах, соответствующих формам пребывания в воде их стабильных аналогов.

Адекватность применимости дифференциальной камерной модели (2.1.2.14) для отражения кинетических закономерностей минерального обмена гидробионтов в условиях постоянства биотических и абиотических факторов свидетельствует о том, что при парентеральном поглощении радиоактивных веществ закрытая система радионуклид в морской среде — гидробионт тождественна самой себе при любых соотношениях микроконцентраций радионуклидов в гидробионтах и воде. Эти данные позволяют заключить, что, независимо от биологической значимости минеральных элементов, кинетика обмена их радионуклидов гидробионтами разных трофических уровней может интерпретироваться как процесс концентрирования элементов в одном или двух фондах гидробионта, обмениваемых со скоростями метаболических реакций первого порядка. В интервале изменения концентраций радионуклидов в водной среде относительные объёмы фондов (B_i) и показатели скоростей их обмена (p_i) неизменны.

Раздел 2.2.2. Радиоактивный распад

Выше рассмотрены математические модели закрытой системы радионуклид в морской среде — гидробионт и методы определения их параметров при допущении, что влияние радиоактивного распада в масштабе времени изучаемых процессов пренебрежимо мало. Между тем ряд используемых в экспериментах радиоактивных изотопов имеет короткое время жизни, соизмеримое с длительностью экспериментальных наблюдений. Периоды полураспада изотопов таких биологически значимых химических веществ, как ³²Р и ⁴²К, составляют 14.3 сут и 12.36 ч соответственно. Полураспад экологически опасных короткоживущих продуктов ядерных взрывов — изотопов йода — лежит в пределах от 54 мин. для ¹³⁴I до 8.06 сут для ¹³¹I (Справочник по ядерной физике, 1963). Распад используемых в опытах радиоактивных изотопов может проявляться как самостоятельно, так и на фоне распада дочерних атомов в цепочках материнский — дочерний радионуклиды в среде. В обоих случаях система радионуклиды в морской среде — гидробионт становится открытой по элементу. В первом случае происходит радиоактивный распад, то есть уменьшение количества радионуклида в гидробионте и воде. Во втором случае одновременно с распадом изотопа происходят рождение «горячих» дочерних атомов как в воде, так и в гидробионте, и их последующий распад.

Задача изучения влияния радиоактивного распада на кинетические характеристики обмена радионуклидов гидробионтами решалась теоретически на камерных моделях (Егоров, Зесенко, 1977) при допущениях, что радиоактивный

распад не влияет на биотические характеристики системы, а возникшие в результате распада материнских изотопов дочерние атомы участвуют в метаболизме гидробионтов так же, как и их стабильные аналоги. Уравнения кинетики обмена материнского и дочернего радионуклидов гидробионтом представлены на модели, имеющей по одному обменному фонду каждого радионуклида с учётом радиоактивного распада и «рождения» дочерних атомов:

$$\frac{dC_{\Gamma M}}{dt} = p_{M} \left(C_{BM} K_{CM} - C_{\Gamma M} \right) - C_{\Gamma M} \beta_{M};$$

$$\frac{dC_{BM}}{dt} = p_{M} m_{y\partial} \left(C_{\Gamma M} - C_{BM} K_{CM} \right) - C_{BM} \beta_{M};$$

$$\frac{dC_{\Gamma A}}{dt} = p_{A} \left(C_{BA} K_{CA} - C_{\Gamma A} \right) + \beta_{A} \left(C_{\Gamma M} - C_{\Gamma A} \right);$$

$$\frac{dC_{BA}}{dt} = p_{A} m_{y\partial} \left(C_{\Gamma A} - C_{BA} K_{CA} \right) + \beta_{A} \left(C_{BM} - C_{BA} \right),$$
(2.2.2.1)

где p_м, p_д и K_{см}, K_{сд} — константы скоростей обмена и статические коэффициенты накопления материнского и дочернего радионуклидов;

β_м и β_д — постоянные скоростей распада материнского и дочернего изотопов;
 m_{уд} — удельная биомасса гидробионта в среде;

С_{вм}, С_{вд}, С_{гм}, С_{мд} — концентрации материнского и дочернего радионуклидов в воде и гидробионте.

Первые два уравнения выражений (2.2.2.1) отражают кинетику обмена материнского радионуклида в системе, а третье и четвёртое — дочернего.

При пренебрежимо малом значении m_{уд} решение первого уравнения системы (2.2.2.1) имеет вид:

$$C_{IM}(t) = \left[C_{BMO} K_{CM} + (C_{IMO} - C_{BMO} K_{CM}) e^{-p_M t} \right] e^{-\beta_M t} , \qquad (2.2.2.2)$$

а второго:

$$C_{BM}(t) = C_{BMO} e^{-\beta_M t}$$
, (2.2.2.3)

где C_{вм0} и C_{гм0} — начальные значения концентраций материнского радионуклида в воде и гидробионте.

Из соотношений (2.2.2.2) и (2.2.2.3) видно, что при определении параметров модели по результатам опытов выведения радионуклида гидробионтом, аппроксимируемых зависимостью (2.1.2.1), необходимо делать поправку на распад. Этого обычно достигают одновременным радиометрированием проб по завершении

эксперимента. При определении параметров модели по кривой вида (2.1.2.3) используется отношение многочленов (2.2.2.2) и (2.2.2.3), и тогда член $e^{-\beta_M t}$ сокращается. Следовательно, при определении параметров модели (2.1.2.3) по результатам опытов с короткоживущими изотопами поправки на радиоактивный распад не требуется.

Из третьего и четвёртого уравнений соотношений (2.2.2.1) видно, что при малом m_{yd} состояние системы материнский — дочерний радионуклиды в аквариуме — гидробионт станет стационарным тогда, когда $C_{BM} = C_{Bd}$, $C_{TM} = K_{CM} \cdot C_{BM}$ и $C_{rd} = K'_{d} \cdot C_{Bd}$, где K'_{d} — коэффициент накопления дочернего радионуклида в среде с материнским изотопом. Подставив эти значения в третье уравнение системы (2.2.2.1), приравняв его правую часть к нулю, получим:

$$K_{\mathcal{A}} = \frac{p_{\mathcal{A}} K_{\mathcal{A}} + \beta_{\mathcal{A}} K_{\mathcal{M}}}{p_{\mathcal{A}} + \beta_{\mathcal{A}}}.$$
(2.2.2.4)

Формула (2.2.2.4) показывает, что К'д = Кд только при Кд = Км; при Км > Кд К'д > Кд, и наоборот. Аналогичный вывод был сформулирован, когда каждому радионуклиду в гидробионте соответствовали две камеры (Егоров, Зесенко, 1977).

Таким образом, полученные на математической модели данные показывают, что в системе материнский — дочерний радионуклиды в морской среде — гидробионт уровень накопления материнского изотопа существенно искажает уровень накопления дочернего. Это свидетельствует о том, что судьба различных изотопов одного и того же химического элемента, являющихся дочерними атомами разных материнских радионуклидов, в морской среде может отличаться.

Раздел 2.2.3. Размерные характеристики гидробионтов

В разделе 1.6 отмечено, что кинетические закономерности минерального обмена морских организмов в значительной степени могут определяться размерами их особей и зависеть от поверхностно-массовых соотношений. По нашим данным (Егоров, 1978), а также по результатам совместных исследований с В. Н. Ивановым, Т. Г. Усенко и Н. А. Филипповым (Егоров и др., 1980), в опытах с океаническим зоопланктоном и изотопами ⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn установлено, что показатель скорости V_{отн} поглощения радионуклидов с увеличением массы особей гидробионтов m_r снижался (табл. 2.2.3.1). Эти данные на графике в логарифмическом масштабе по осям координат удовлетворительно легли на прямую, что свидетельствовало о степенном виде

зависимости между $V_{\text{отн}}$ и m_{r} . В экспериментах с ⁶⁵Zn (Егоров, Иванов, 1981) соотношение между $V_{\text{отн}}$ и m_{r} независимо от видовой принадлежности описывалось степенной функцией (рис. 2.2.3.1):

$$\mathbf{V}_{\text{OTH}} = a \cdot \mathbf{m}_{\Gamma}^{b} \tag{2.2.3.1}$$

при *a* = 25.06 и *b* = -0.548.

С точки зрения камерного моделирования наблюдениям соответствовала интегральная зависимость вида (2.1.2.3). Продифференцировав её по времени и приняв t = 0, получим, что показатель скорости поглощения радионуклида гидробионтом равен:

$$V_{om\mu} = B_1 p_1 + B_2 p_2. \tag{2.2.3.2}$$

Из (2.2.3.1) и (2.2.3.5) следует:

$$B_1 p_1 + B_2 p_2 = a m_{\Gamma}^{B}. (2.2.3.3)$$

Оценки показателей скорости поглощения ⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn различными размерными группами океанического зоопланктона приведены в табл. 2.2.3.1.

Графически изменение показателя скорости поглощения ⁶⁵Zn в зависимости от изменения массы особей (m_r) ракообразных показано на рис. 2.2.3.1.

В уравнении (2.2.3.3) параметры B_1 и B_2 ($B_1 + B_2 = K_c$) характеризуют относительную величину обменных фондов, а p_1 и p_2 являются показателями скорости их обмена. Именно поэтому из факта независимости параметров B_i и p_i от величины m_r следует, что размерные характеристики могут влиять одновременно на показатели как накопления, так и выведения радионуклидов гидробионтом.

Зависимость оценок стационарного коэффициента накопления (K_c) ракообразных, сделанных по данным краткосрочных экспериментов, показана на рис. 2.2.3.2, из которого видно, что соотношение между K_c и m_r удовлетворительно описывается степенной функцией вида (2.2.3.1) при a = 567.54; b = -0.523. Эти данные свидетельствуют о том, что объёмы обменных фондов находятся в степенной связи с массой особей гидробионтов. Близкое совпадение величины параметра *b*, полученного по результатам наблюдений, иллюстрируемых рис. 2.2.3.1 и 2.2.3.2, указывает, что основной вклад в зависимость показателя скорости поглощения радионуклида от массы гидробионта дают параметры B_1 и B_2 , а не p_1 и p_2 .

D	D	Management	Показатель скорости		
Вид	Радионуклид	Macca, MI	поглощения, час ⁻¹		
Calanus gracilis	⁶⁵ Zn	1.17	21.50		
Clausocalanus	⁵⁴ Mn	0.15	2.72		
mastigophorus	⁶⁰ Co	0.15	3.00		
	65 7 n	0.15	3.00		
	657	0.13	41.30		
Undinula vulgaris	⁶⁵ Zn	0.82	19.30		
Euchaeta marina	⁶⁵ Zn	0.45	34.60		
Pontella sp.	⁵⁴ Mn	2.50	0.70		
''	⁶⁵ Zn	2.50	35.40		
Octracoda sp.	⁵⁴ Mn	0.20	1.50		
''	⁶⁵ Zn	0.12	127.50		
Idotea metallica	⁶⁵ Zn	127.00	1.80		
''	⁶⁵ Zn	110.00	6.65		
''	⁶⁵ Zn	42.00	8.50		
"	⁶⁵ Zn	36.00	4.10		
''	⁶⁵ Zn	25.00	6.65		
''	⁶⁵ Zn	7.00	9.80		
Platyscerus serratulus	⁶⁵ Zn	6.00	6.50		
"	⁶⁵ Zn	4.00	15.60		
Simorhynehotus antennarius	⁵⁴ Mn	7.00	0.60		
"	⁶⁵ Zn	7.00	7.30		
''	⁶⁵ Zn	4.00	11.00		
Euphausiidae	⁶⁵ Zn	5.00	27.00		
Metapeneus sp.	⁶⁵ Zn	13.00	5.50		
Megalopa decapoda	⁵⁴ Mn	5.50	0.30		
"	⁶⁵ Zn	5.50	7.30		
Miracia efferata	⁵⁴ Mn	0.11	5.23		
''	⁶⁰ Co	0.11	6.67		
"	⁶⁵ Zn	0.11	29.00		
Hyperoche medusarum	⁵⁴ Mn	70.00	0.40		
''	⁶⁵ Zn	70.00	1.80		

Таблица 2.2.3.1. Показатели скорости поглощения ⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn океаническим зоопланктоном



Рис. 2.2.3.1. Изменение показателей скорости $V_{\text{отн}}$ (ч⁻¹) поглощения ⁶⁵Zn в зависимости от изменения массы особей (m_r) ракообразных (Егоров, Иванов, 1981)



Рис. 2.2.3.2. Зависимость между оценками статических коэффициентов (K_c) накопления ⁶⁵Zn и массой (m_г) особей ракообразных (Егоров, Рожанская, Иванов, 1975)

Зависимость изменения параметров p_1 и p_2 от массы особей изучалась нами на примере ⁶⁵Zn и морских тараканов (Егоров, Иванов, 1981). Опыты показали, что особи *Idotea baltica* меньшей массы накапливали ⁶⁵Zn до более высоких уровней (рис. 2.2.3.3). Пересаженные (через трое суток предварительного опыта накопления радионуклида) в воду без радиоактивности, морские тараканы разных размерных групп выводили цинк так, что кинетические закономерности, выраженные в относительных единицах (C_r/C₀), не отличались (рис. 2.2.3.4). Они также не зависели от температуры в пределах от +12 до +19 °C.



⁶⁵Zn Рис. 2.2.3.3. Кинетика накопления Idotea baltica в весовых показателях размерных групп 10–13 (a), 43-60 (б) и 120–145 (в) мг (участки снижения коэффициентов накопления соответствуют периодам кормления животных в среде без радиоактивности); К(t) — коэффициент накопления, вычисленный относительно концентрации радионуклида в воде первого аквариума (Егоров, Иванов, 1981)

Выведение ⁶⁵Zn морскими тараканами изучалось при начальных условиях

$$C_{B}(0) = 0;$$
 $C_{ri}(0) = C_{ri0}.$

При условии допущения адекватности модели кинетика процесса описывается зависимостью (2.1.2.15), которая используется для определения параметра p_1 и p_2 из наблюдений. При различных m_r кинетика выведения радионуклида не изменяется (рис. 2.2.3.4), что свидетельствует также о неизменности p_i как функций от m_r .



Рис. 2.2.3.4. Кинетика выведения ⁶⁵Zn *Idotea baltica* в весовых параметрах размерных групп 10–13 (а), 43–60 (б) и 120–145 (в) мг при температуре +19 °C и размерной группы 43–60 (г) мг при +12 °C; С_г/С₀ — отношение радиоактивностей в гидробионте в текущий и начальный момент времени (Егоров, Иванов, 1981)

Таким образом, эксперименты показали, что при моделировании кинетических закономерностей обмена радионуклидов морскими организмами с различной массой особей величина камер обменных фондов находится в зависимости степенного вида от индивидуальной массы гидробионтов, а показатели скорости обмена элемента в камерах от размерных характеристик животных данной таксономической группы не зависят.

Раздел 2.2.4. Рост гидробионтов и продукционные процессы

В экспериментах с 32 Р и черноморской ульвой, которые были выполнены нами совместно с Г. В. Бариновым и воспроизведены с Н. Н. Терещенко (Терещенко, Егоров,

1983, 1985), установлено, что растущие талломы водоросли более интенсивно концентрировали фосфор. Опыты с ульвой и ⁶⁵Zn, поставленные в условиях различной освещённости среды (Иванов и др., 1978), показали, что с наибольшей интенсивностью водоросли росли при максимальной высокой освещённости. Накопление ⁶⁵Zn при этом достигало максимальных величин (кривая 1 на рис. 2.2.4.1а).



Рис. 2.2.4.1. Накопление 65 Zn (а) и изменение средней массы (б) образцов водоросли *Ulva rigida* при интенсивности освещения 2600–4000 лк (1, 2) и 440 лк (3); К(t) — коэффициент накопления в момент времени t (Иванов и др., 1978)

В условиях недостаточной освещённости водоросли имели удовлетворительное физиологическое состояние, но не росли (кривая 3 на рис. 2.2.4.1б); радиоактивный цинк они аккумулировали слабо (кривая 3 на рис. 2.2.4.1а). Водоросли, которые в условиях более высокой освещённости прекратили рост (зависимость 2 на рис. 2.2.4.16), перестали концентрировать ⁶⁵Zn (кривая 2 на рис. 2.2.4.1а). Представленные на рисунке данные свидетельствовали о том, что повышение уровней концентрирования ⁶⁵Zn было обусловлено не непосредственным увеличением освещённости среды, а вызванным повышением освещённости ростом образцов

талломов водоросли. После 8 суток накопления ⁶⁵Zn часть водорослей из аквариумов с быстрым (кривая 1 на рис. 2.2.4.16) и незначительным (кривая 3 на рис. 2.2.4.16) ростом талломов была перенесена в аквариумы с нерадиоактивной водой.

Результаты экспериментов по выведению ⁶⁵Zn образцами ульвы приведены на рис. 2.2.4.16 Они показали, что у водорослей, накопивших ⁶⁵Zn в условиях интенсивного роста, через 6 суток осталось 70 % радиоактивности (зависимость 3 на 2.2.4.16); у слабо растущих в период накопления радиоцинка образцов талломов водорослей через 6 суток осталось 20 % радиоактивности (зависимость 4 на рис. 2.2.4.16). Таким образом, чем бо́лышим был прирост биомассы образцов водорослей в предварительном опыте накопления ⁶⁵Zn, тем меньшая часть радиоактивности в последующем вывелась в чистую воду.

Рис. 2.2.4.2а иллюстрирует снижение абсолютной радиоактивности интенсивно растущими образцами талломов ульвы в опыте выведения радиоцинка, а также относительное снижение его радиоактивности, выраженное по отношению к массе образцов (кривая 2 на рис. 2.2.4.2а). Из рисунка видно: если кинетика выведения измеряется в относительных единицах (C_r/C_0), то наблюдается «кажущееся» выведение, обусловленное ростом образцов гидробионта.

С позиций применимости камерной теории для отражения моделью отмеченных закономерностей потребовалось принять допущение, что в гидробионтах, кроме обменных, существуют и необменные фонды химических веществ, заполняемые только в процессе роста. Это те фонды, обмен которых за время наблюдений пренебрежимо мал. С физиологической точки зрения допущение о наличии фондов, заполняемых лишь в процессе роста, оправданно, так как они могут отражать кинетику поступления минеральных элементов в основные структуры вновь создаваемого органического вещества.

Двухкамерная структура обмена радиоактивных и химических веществ гидробионтом, дополненная камерой необменного фонда, описана уравнением (Иванов и др., 1978):

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = C_B \left(\sum_{i=1}^2 B_i p_i + r_{n\delta} \right) - \sum_{i=1}^2 C_i p_i, \qquad (2.2.4.1)$$

где r_{нб} — показатель скорости поступления радионуклида в необменные фонды гидробионта.



Рис. 2.2.4.2. Выведение ⁶⁵Zn (а, б) и изменение средней массы образцов водоросли *Ulva rigida* (в) при интенсивности освещения 4000 лк; 1, 2 — после суточной экспозиции в растворе с ⁶⁵Zn при интенсивности освещения 4000 лк (1 — радиоактивность отнесена к массе образцов в начальный момент выведения ⁶⁵Zn; 2 — радиоактивность отнесена к массе образцов, достигнутой к моменту измерения радиоактивности); 3 — после 8-суточной экспозиции в среде с ⁶⁵Zn при интенсивности освещения 4000 лк и приросте массы образцов с 21 до 29 мг; 4 — после 8-суточной экспозиции в радиоактивносте в темноте; C_r/C₀ — отношение радиоактивностей в гидробионте в текущий и начальный момент времени (Иванов и др. 1978)

Для оценки параметра r_{нб} была выдвинута гипотеза, что необменный фонд заполняется только в процессе роста гидробионта. В этом случае показатель скорости поступления загрязнителя рассчитывается по формуле:

$$r_{\scriptscriptstyle H\bar{O}} = \frac{K_{\scriptscriptstyle H\bar{O}}}{m_{\scriptscriptstyle \Gamma}} \frac{dm_{\scriptscriptstyle \Gamma}}{dt}, \qquad (2.2.4.2)$$

где K_{h6} — стационарный коэффициент накопления элемента в необменном фонде гидробионта ($K_{h6} = C_{h6} / C_B$). Здесь C_{h6} — стационарная концентрация элемента в необменном фонде.

Если физико-химические формы радиоактивных и химических веществ идентичны, то, очевидно, уравнение (2.2.4.1) применимо для описания кинетики поглощения гидробионтом как химического вещества, так и его радиоактивного аналога. Накопление радионуклида гидробионтом при начальных условиях $C_{10} = C_{20} = 0$; $C_{30} = 0$ и $C_{в}(0) = C_{в0}$; $m_r(0) = m_{r0}$ описывается выражением:

$$K(t) = K_{o6} - B_1 e^{-p_1 t} - B_2 e^{-p_2 t} + K_{H6} (m_r - m_{ro}) / m_r.$$
(2.2.4.3)

Из соотношения (2.2.4.3) следует, что коэффициент накопления радионуклида $K_{\rm H}(t)$, определяемый по результатам наблюдений, всегда тем выше, чем больше прирост биомассы гидробионта. В пределе, с увеличением отношения $(m_{\rm r} - m_{\rm r0}) / m_{\rm r}$, значение $K_{\rm H}(t)$ стремится к величине $K_{\rm c} = K_{\rm o6} + K_{\rm H6}$, равной коэффициенту накопления гидробионтом стабильного элемента при $m_{\rm r0} = 0$. Если гидробионт не растёт, то уравнение (2.2.4.3) по отношению к радионуклиду трансформируется в функцию (2.1.2.3).

После экспозиции концентрирования радионуклида гидробионтом до стационарного состояния в предварительном опыте кинетика изменения его концентрации в среде без радиоактивности описывается выражением:

$$C_{\Gamma}(t) / C_{o} = B_{1} e^{-p_{1}t} + B_{2} e^{-p_{2}t} + K_{H6} (m_{2} - m_{1}) / m_{\Gamma}, \qquad (2.2.4.4)$$

где m₁ и m₂ — начальная и конечная массы гидробионта в предварительном опыте в среде с радиоактивной меткой.

Из соотношения (2.2.4.4) видно, что при прочих равных условиях выведение радионуклида из гидробионта тем меньше, чем больше был прирост массы ($\Delta m = m_2 - m_1$) в предварительном опыте накопления радиоактивной метки. Если биомасса m_r в опыте выведения радионуклида в нерадиоактивной среде возрастает, то наблюдается «кажущееся» выведение радионуклида гидробионтом. Таким образом, развитие камерной теории за счёт дополнения структуры модели транспортной

коммуникацией г_{нб} позволило отразить кинетические закономерности минерального обмена в тех случаях, когда наблюдаются повышение интенсивности накопления элементов и, одновременно, относительное снижение степени их выведения с увеличением скорости роста гидробионта.

Наряду концентрирующей с данными, указывающими на повышение способности гидробионтов в отношении радионуклидов при протекании продукционных процессов, в литературе представлены материалы, иллюстрирующие снижение степени концентрирования радионуклидов в процессе клеточного деления морских организмов (Davies, 1973; Цыцугина, Лазоренко, 1983). В опытах с сотрудниками (Бурлакова 3. П. Бурлаковой 1979) И дp., получено, что в экспериментальных условиях ⁶⁵Zn накапливается диатомовыми водорослями Stephanopixis palmeriana в темноте до более высоких уровней, чем на свету (рис. 2.2.4.3), и это связано в первую очередь с интенсивностью процесса клеточного леления.



Рис. 2.2.4.3. Кинетика накопления ⁶⁵Zn *Stephanopixis palmeriana* (а) в связи с их клеточным делением (б); K(t) — коэффициент накопления в момент времени t; n — плотность культуры одноклеточных водорослей, кл·мл⁻¹ (Бурлакова и др., 1980)

Для учёта на модели отмеченного эффекта была рассмотрена задача концентрирования радионуклида в одном обменном фонде растущего гидробионта. В этом случае изменение содержания радионуклида в гидробионте (A_r) в зависимости от его содержания в воде (A_в), согласно (2.1.2.10), описывается уравнением:

$$\frac{dA_{\Gamma}}{dt} = r_{12}A_{e} - r_{21}A_{\Gamma}.$$
 (2.2.4.5)

Подставив в него значения $A_r = m_r C_r$; $A_B = m_B C_B$ и $r_{12} = m_r p K_c/m_B$; $r_{21} = p$ и продифференцировав по переменным m_r и C_r , получим:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = C_e K_c p - \left(p + \frac{1}{m_{\Gamma}} \frac{dm_{\Gamma}}{dt} \right) C_{\Gamma}.$$
(2.2.4.6)

Из уравнения (2.2.4.6) видно, что скорость концентрирования радиоактивного или химического вещества тем меньше, чем выше величина удельной продукции гидробионта $\frac{1}{m_r} \frac{dm_r}{dt}$. При этом за счёт состояния динамической незаполненности вновь образующегося обменного фонда элемента в процессе роста гидробионта может уменьшаться как концентрация этого элемента в гидробионте, так и коэффициент накопления $K_{\rm H}(t)$. Прекращение процессов роста (dm_r / dt = 0) приводит к относительному заполнению обменного фонда, и коэффициент накопления $K_{\rm H}(t)$

Таким образом, развитие камерной теории за счёт принятия допущения о зарождающихся в процессе роста гидробионта новых обменных фондах элемента позволило отразить наблюдаемое в опытах с радиоактивной меткой снижение концентрации И коэффициентов накопления радионуклидов гидробионтами при продуцировании ими органического вещества. Получено, что кинетика концентрирования и обмена радиоактивных и химических элементов гидробионтами в процессе продуцирования ими органического вещества описывается моделью, две камеры которой соответствуют возникающим при росте фондам элемента в гидробионте, обменивающимся со средой показателями скоростей метаболических реакций первого порядка. Третья камера отражает поступление элемента в основные, необменные или слабо обменивающиеся структуры только в процессе продуцирования гидробионтом органического вещества.

Раздел 2.2.5. Удельная биомасса и плотность популяций

Изучение зависимостей влияния удельной биомассы гидробионтов в водной среде на характеристики их сорбционного и минерального обмена в опытах с радиоактивной меткой связано с риском возникновения экспериментальных условий, в которых могут нарушаться границы применимости радиоиндикаторных методов ($m_{y_{R}}K_{c} << 1$). Неучёт этого обстоятельства привёл к созданию в дальнейшем не подтвердившейся по фактору минерального обмена «теории плотности популяций» (Хайлов, Попов, 1983). Именно поэтому моделирование таких процессов требует верификации параметров с учётом как способов интерпретации результатов радиоиндикаторных наблюдений, так и аналитических методов и физиологических подходов.

Характеристики поглощения и выведения радионуклидов гидробионтами в связи с изменением их удельной биомассы с целью математического описания кинетики этих процессов изучались в экспериментальных условиях. Исследования, выполненные совместно с А. Я. Зесенко, А. В. Пархоменко и З. З. Финенко (Егоров и др., 1982.), показали, что при изучении закономерностей обмена ³²Р одноклеточными водорослями удельная радиоактивность воды в аквариумах изменялась тем в большей степени, чем выше была удельная биомасса гидробионта в среде. Это было обусловлено тем, что в результате метаболизма в гидробионте и среде шли процессы выравнивания удельных радиоактивностей фосфора. Поскольку в начальный момент времени удельная радиоактивность гидробионта была нулевой, при установлении её стационарного уровня из воды изымалось тем большее количество радионуклида, чем выше была удельная биомасса гидробионта в среде. Концентрация изотопного носителя в воде при этом сохранялась постоянной, так как количество поглощённого из воды минерального элемента компенсировалось его выведением из гидробионта в результате метаболизма. Вследствие протекания отмеченных выше процессов наблюдалось «кажущееся» снижение скорости поглощения минерального элемента, а получаемые по формуле (2.1.2.4) по результатам оценки Vof. экспериментов с радиоактивными индикаторами, при прочих равных условиях были тем более заниженными, чем выше была удельная биомасса гидробионта в среде. По нашим измерениям, «кажущееся» снижение скорости поглощения минерального фосфора, определяемое по поглощению ³²Р одноклеточными водорослями, при изменении плотности их посадки в аквариуме на один порядок величин могло в три раза отличаться от истинного её значения (Егоров и др., 1982).

Изучение кинетики поглощения ¹³⁷Сs бактериями *Bacteria album* (Пархоменко, Егоров, 1979) показало, что коэффициенты накопления этого радионуклида с увеличением плотности посадки бактерий в экспериментальных аквариумах снижались (рис. 2.2.5.1а).



Рис. 2.2.5.1. Кинетика накопления (а) и выведения (б) ¹³⁷Cs *Bacteria album* при удельной биомассе бактерий 0.033 (1); 0.066 (2) и 0.133 (3) мг·мл⁻¹; K(t) — коэффициент накопления в момент времени t (Пархоменко, Егоров, 1979)

Между тем время выхода кривых накопления на плато было одинаковым. Бактерии, помещённые в среду без радиоцезия, выводили его по совпадающим кинетическим кривым (рис. 2.2.5.16). Отражение кинетики обмена ¹³⁷Cs бактериями моделью вида (2.1.2.14) дало удовлетворительное согласие теоретических расчётов и наблюдений при значениях параметров, приведённых в табл. 2.2.5.1.

Удельная биомасса бактерий, мг∙мл ⁻¹	Относительная скорость обмена (V _{отн})	B_{I}	<i>р</i> ₁ , мин. ⁻¹	B_2	<i>р</i> 2, мин. ⁻¹	Kc
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

Таблица 2.2.5.1. Параметры концентрирования и обмена ¹³⁷Cs Bacteria album

Из таблицы видно, что кинетику обменных процессов у бактерий в отношении цезия описывает математическая модель, у которой показатели скорости выведения $(p_1 \text{ и } p_2)$ от этого фактора не зависели. По нашей оценке, значения K_c и плотности посадки бактерий из приведённой выше таблицы легли на прямую, отложенную на графике в двойных логарифмических координатах. Это свидетельствовало, что зависимость между стационарными коэффициентами накопления и удельной биомассой гидробионта в среде может быть описана степенной функцией, что является типичным проявлением нарушения условий постановки радиоиндикаторных экспериментов m_{ya} ·K_c << 1 (Егоров, 1975). Именно поэтому при параметризации моделей (2.2.10) и (2.2.14) зависимость между m_{yz} и K_c должна уточняться с использованием других аналитических методов.

Раздел 2.2.6. Концентрация химических элементов в воде

Одной из основных проблем верификации моделей является их параметризация в условиях изменения концентрации химических элементов и их радионуклидов в водной среде. При этом одна из задач верификации связана с определением стационарных значений концентрирующей функции живого и косного вещества, оцениваемой по уравнениям Фрейндлиха и Ленгмюра, а вторая — с определением динамических характеристик концентрирования в соответствии с уравнением Михаэлиса — Ментен.

Стационарные характеристики концентрирующей функции.

На рис. 2.2.6.1 представлены результаты многолетних наблюдений над изменениями концентрации свинца в воде (а) и в поверхностном слое (б) донных отложений центральной части Азовского моря. На рис. 2.2.6.1в видно, что результаты соответствовали гиперболической функции. Их представление в логарифмическом масштабе по осям ординат (рис. 2.2.6.1г) показало, что эта закономерность с коэффициентом детерминации $R^2 = 0.529$ описывалась уравнением вида:

$$C_r = 15.31 \cdot C_B^{-0.299}$$
. (2.2.6.1)



Рис. 2.2.6.1. Характеристики изменения содержания свинца в воде и в поверхностном слое донных отложений открытой части Азовского моря (Матишов и др., 2017): Концентрация в воде (а) и в донных осадках (б) в период 1990–2015 гг. Зависимость изменения концентрация свинца в донных осадках от изменения концентрации в воде в линейном (в) и в логарифмическом масштабе (г). Зависимость изменения концентрации в воде в линейном (д) и в логарифмическом масштабе (е)

Представление этого ряда наблюдений в виде зависимости изменения коэффициента накопления донных осадков от изменения его концентрации в воде показало, что в линейном масштабе эта зависимость соответствовала гиперболе с меньшим разбросом данных (рис. 2.2.6.1д), а в логарифмическом масштабе (рис. 2.2.6.1е) описывалась при $R^2 = 0.955$ уравнением Ленгмюра:

$$K_{\rm H} = 15.3 \cdot C_{\rm B}^{-1.299}. \tag{2.2.6.2}$$

В целом эти исследования свидетельствовали о более высокой адекватности отражения данных теоретической зависимостью Фрейндлиха, записанной в виде уравнения (2.2.6.2). Ранее такой способ аппроксимации материалов наблюдений был применён в работе Г. Г. Матишова с соавторами (Матишов и др., 2017). Имеет смысл назвать уравнение вида (2.2.6.2) модифицированным уравнение Фрейндлиха.

Результаты определений концентрации хлорорганического соединения Арохлор 1254 в донных отложениях Чёрного моря при различном его содержании в воде ($C_{\rm B}$) показаны на рис. 2.2.6.2а. На нём виден тренд насыщения Арохлором 1254 донных осадков с увеличением концентрации этого хлорорганического соединения до значений более 80 нг · г⁻¹. Расчёты показали, что коэффициенты накопления Арохлора 1254 донными отложениями ($K_{\rm H}$) при низких значениях $C_{\rm B}$ превышали уровни 5·10⁴ единиц; при $C_{\rm B} > 70$ мкг · л⁻¹ они снижались на три порядка величин (рис. 2.2.6.2б), а графическая зависимость между $K_{\rm H}$ и $C_{\rm B}$ имела вид гиперболической функции. Аппроксимация её модифицированным уравнением Лайнуивера — Берка показала, что зависимость между коэффициентами накопления Арохлора 1254 донными отложениями Чёрного моря и его концентрацией в воде может быть описана уравнением Ленгмюра вида:

$$C_{\rm go} = 340 \cdot C_{\rm B} / (1/k_{\rm L} + C_{\rm B}) \tag{2.2.6.3}$$

при $k_L = 0.5 \text{ мкг} \cdot \pi^{-1}$.

При этом предельная сорбционная ёмкость донных осадков в отношении Арохлора 1254 составила С_{max} = 340 мкг·кг⁻¹.

Исследования показали, что реакция живого и косного вещества на загрязнение водной среды в области разных диапазонов их концентраций может иметь отклик в виде уравнения как Ленгмюра, так и Фрейндлиха. На рис. 2.2.6.3 приведены результаты многолетних наблюдений над изменениями концентрации кадмия в воде (Св) и в верхнем слое донных осадков (Сдо) центральной части Азовского моря.



Рис. 2.2.6.2. Динамические характеристики концентрирования Арохлора 1254 в донных отложениях Чёрного моря: изменение коэффициентов накопления К (а); концентрации Арохлора 1254 в поверхностном слое донных отложений (б); зависимость изменения величины 1/К в координатах модифицированного уравнения Лайнуивера — Берка (в) от концентрации (Сдотл) Арохлора 1254 в воде (Св) (Малахова и др., 2019)



Рис. 2.2.6.3. Концентрационные характеристики распределения кадмия в донных отложениях открытой части Азовского моря (Матишов и др., 2016): а) в воде; б) в поверхностном слое донных отложений; в) зависимость концентрации кадмия в донных отложениях от его содержания в воде (сплошная линия слева — табуляция по Ленгмюру; сплошная линия справа — табуляция по Фрейндлиху); г) график для уравнения Ленгмюра (зависимость изменения величины 1/К_н в координатах модифицированного уравнения Лайнуивера — Берка для С_в; д) график уравнения Фрейндлиха для К_н

На рис. 2.2.6.3в прерывистой линией нанесены результаты описания зависимости между $C_{дo}$ и C_{B} полиномом третьей степени. Они показали: при $C_{B} < 1.4$ мкг·л⁻¹ тренд этой зависимости соответствовал увеличению уровней $C_{дo}$, а при последующем росте загрязнения вод кадмием регистрировалось снижение величин $C_{дo}$.

Статистический анализ результатов этих наблюдений продемонстрировал, что в интервале значений C_B от 0 до 1.5 мкг·л⁻¹ зависимость изменения его концентрации в донных осадках (при $R^2 = 0.521$) описывалась уравнением Ленгмюра, а при $C_B > 1.5$ мкг·л⁻¹ она (при $R^2 = 0.142$) описывалась уравнением Фрейндлиха (рис. 2.2.6.3г). В то же время зависимость между K_H и C_B на всём интервале изменения значений C_B с наибольшей статистической достоверностью ($R^2 = 0.835$) описывалась модифицированным уравнением Фрейндлиха (рис. 2.2.6.3д).

Было установлено, что концентрирование ртути взвешенным веществом Чёрного моря (K_{4M}) в зависимости от изменения концентрации в воде (C_B) на три порядка величин превышало коэффициенты её накопления донными отложениями Азовского моря (K_{a3}) (рис. 2.2.6.4). Тренды зависимостей между параметрами K_H и C_B со статистической достоверностью, определяемой коэффициентами детерминации $R^2 = 0.713$ и $R^2 = 0.352$ соответственно, описывались модифицированными уравнениями Фрейндлиха со следующими параметрами:

 $K_{\text{чм}} = 9.421 \cdot C_{\text{чм}}^{-0.836}$ и $K_{a3} = 4.258 \cdot C_{a3}^{-0.902}$, (2.2.6.4)

где С_{чм}, К_{чм} и С_{аз}, К_{аз} — концентрации в воде и коэффициенты накопления ртути в Чёрном и Азовском морях соответственно.

Достаточно близкие значения показателей степени этих уравнений (с относительной погрешностью (0.902 – 0.836) × 100 / 0.902 = 7.3 %) свидетельствовали о совпадении общих трендов зависимостей между концентрацией ртути во взвесях и донных осадках, в которых уровни концентрирования определялись лишь гранулометрическими характеристиками взвесей и частиц грунта.



Рис. 2.2.6.4. Изменение коэффициентов накопления (К_н) ртути взвешенным веществом из поверхностного слоя Чёрного моря (а) и донных отложений различных акваторий Азовского моря (б) при изменении концентрации ртути в воде (С_в, нг·л⁻¹) (Стецюк, Егоров, 2018)

<u>Динамические характеристики концентрирования.</u> Значимые исследования были посвящены проверке гипотезы о применимости уравнения Михаэлиса — Ментен для отражения кинетики процесса поглощения гидробионтами радионуклидов минеральных элементов различной биологической значимости при изменении концепции изотопных носителей в воде. Отдельно изучалось влияние изменения концентрации изотопных носителей в водной среде на показатели скорости выведения радионуклидов гидробионтами. Соответствие закономерности скорости поглощения минеральных элементов уравнению Михаэлиса — Ментен оценивалось по степени линейности эмпирических зависимостей, построенных в координатах линеаризованных уравнений Лайнуивера — Берка (Паттон, 1968).

Результаты наших, выполненных совместно с Л. Г. Кулебакиной и В. Н. Поповичевым, исследований скорости поглощения минерального фосфора взвешенным веществом Чёрного и Тирренского морей иллюстрируются рис. 2.2.6.5.



Рис. 2.2.6.5. Зависимость (в координатах Лайнуивера — Берка) скорости поглощения минерального фосфора взвесью из Чёрного (а) и Тирренского (б) морей при изменении концентрации фосфора (мкг·л⁻¹) в воде: фракция размером более 0.60 мкм (1) и 0.23–0.60 мкм (2) (по данным опытов В. Н. Егорова, Л. Г. Кулебакиной и В. Н. Поповичева)

Зависимость скорости поглощения фосфора черноморской ульвой (Терещенко, Егоров, 1985) приведена на рис. 2.2.6.6, а закономерности поглощения фосфора представителями зоопланктона понтеллидами и идотеями, изученные нами совместно с Л. Г. Кулебакиной и В. Н. Поповичевым, отображены на рис. 2.2.6.7. Результаты получены по наблюдениям опытов. иллюстрируемых этими рисунками, над поглощением ³²Р гидробионтами в условиях добавления изотопного носителя. Они показывают, что во всех случаях данные легли на прямую в координатах переменных, входящих в уравнение Лайнуивера — Берка. Это свидетельствовало о том, что гипотеза Михаэлиса — Ментен о применимости уравнения для описания поглощения минерального фосфора гидробионтами и взвешенным органическим веществом может быть принята.

Экспериментальное исследование характеристик поглощения гидробионтами радионуклидов микроэлементов и элементов — потенциальных химических загрязнителей среды в условиях различных добавок изотопных носителей выявило два вида закономерностей.



Рис. 2.2.6.6. Зависимость (в координатах Лайнуивера — Берка) скорости поглощения минерального фосфора черноморской *Ulva rigida* при разных его концентрациях (мкг·л⁻¹) в воде (Терещенко, Егоров, 1985)



Рис. 2.2.6.7. Зависимость (в координатах Лайнуивера — Берка) скорости поглощения минерального фосфора *Pontella* sp. (а) и *Idotea metallica* (б) при разных его концентрациях (мкг·л⁻¹) в воде (по данным опытов В. Н. Егорова, Л. Г. Кулебакиной и В. Н. Поповичева)

В одной совокупности экспериментов коэффициенты накопления радионуклидов морскими организмами не зависели от $C_{\rm B}$ в широком интервале концентраций изотопных носителей в среде, вплоть до уровней, при которых их токсическим воздействием подавлялись жизненные функции гидробионтов или изменялся pH морской воды. Такие закономерности были получены в наших опытах с Л. Г. Кулебакиной при изучении поглощения ²⁰³Hg и ⁶⁰Co ульвой (рис. 2.2.6.8), а также в выполненных совместно с В. Н. Поповичевым экспериментах с ¹³⁷Cs на ульве (рис. 2.2.6.9) и идотеях (рис. 2.2.6.10). Расчёты, сделанные по результатам этих наблюдений, показали, что во всех случаях скорость поглощения минеральных элементов гидробионтами линейно зависела от C_в на всём исследованном интервале изменения этой величины.



Рис. 2.2.6.8. Накопление ²⁰³Hg (а) и ⁶⁰Co (б) *Ulva rigida* при разных концентрациях (С_в) ртути и кобальта в воде: 1 — суточная; 2 — 4-суточная экспозиция (по данным опытов В. Н. Егорова с Л. Г. Кулебакиной)



Рис. 2.2.6.9. Накопление (а) и выведение (б) ¹³⁷Cs *Ulva rigida* при разных концентрациях цезия в воде; (а): 1 — вода без добавки цезия и с добавками 50 (2) и 100 (3) мкг·л⁻¹; (б): выведение в воду без добавки цезия (1) и в среду с добавкой 100 мкг·л⁻¹ (2) после предварительного накопления ¹³⁷Cs в воде без добавки цезия; (3) и (4) — выведение в среду без добавки цезия и с добавкой 100 мкг·л⁻¹ соответственно после предварительного накопления ¹³⁷Cs водорослями в воде с добавкой цезия 100 мкг·л⁻¹ (по данным опытов В. Н. Егорова с В. Н. Поповичевым)



Рис. 2.2.6.10. Накопление (а) и выведение (б) 137 Cs *Idotea baltica* при разных концентрациях цезия в воде: среда без добавки цезия (1) и с добавками: 50 (2), 100 (3), 500 (4), 1000 (5) и 5000 (6) мкг·л⁻¹ (по данным опытов В. Н. Егорова с В. Н. Поповичевым)

экспериментов скорость В другой серии поглощения радионуклидов определялась концентрацией в воде их изотопных носителей, а зависимость между V_n и Св описывалась уравнением Михаэлиса — Ментен. Такие закономерности получены при изучении поглощения ⁶⁵Zn одноклеточными водорослями *Chaetoceros curvisetus* (рис. 2.2.6.11а): ^{65}Zn одноклеточными водорослями ____ Gvrodinium fissum (рис. 2.2.6.11б); ⁶⁵Zn и ⁵⁴Mn — черноморской ульвой (рис. 2.2.6.11в); ⁶⁵Zn и ⁵⁴Mn взвешенным веществом открытых и прибрежных районов Чёрного моря (рис. 2.2.6.12); ¹⁰⁹Cd — артемией в черноморской воде (рис. 2.2.6.13). В этих экспериментах зарегистрированы оценки значений константы Михаэлиса — Ментен (K_m), лежащие в пределах от 20 до 450 мкг·л⁻¹. Для взвешенного органического вещества открытых вод Лигурийского моря в весенний период получено (рис. 2.2.6.14), что зависимость между V_n и C_в описывалась уравнением Михаэлиса — Ментен при значении $K_m = 0.5$ мкг·л⁻¹ (Егоров и др., 1983).


Рис. 2.2.6.11. Зависимость (в координатах Лайнуивера — Берка) скорости поглощения Zn (\circ) и Mn (Δ) *Chaetoceros curvisetus* (a), *Ulva rigida* (б) и *Gyrodinium fissum* (в) при изменении концентрации Zn и Mn (мкг·л⁻¹) в черноморской воде (по данным опытов В. Н. Егорова с Л. Г. Кулебакиной)



Рис. 2.2.6.12. Зависимость (в координатах Лайнуивера — Берка) скорости поглощения Zn (o) и Mn (Δ) взвешенным веществом в 10-мильной (a) и в прибрежной (б) зонах Чёрного моря при изменении концентрации (мкг·л⁻¹) Zn и Mn в воде (по данным опытов В. Н. Егорова с Л. Г. Кулебакиной и В. Н. Поповичевым)



Рис. 2.2.6.13. Зависимость (в координатах Лайнуивера — Берка) скорости поглощения ¹⁰⁹Cd *Artemia salina* при изменении его содержания в воде (по данным опытов В. Н. Егорова с Л. Г. Кулебакиной и В. Н. Поповичевым)



Рис. 2.2.6.14. Зависимость (в координатах Лайнуивера — Берка) скорости поглощения Нд взвешенным веществом Лигурийского моря при изменении концентрации (мкг·л⁻¹) ртути в воде: 1 и 2 — результаты параллельных опытов (Егоров и др., 1983)

Для описания приведённых выше закономерностей в рамках единой теории были рассмотрены уравнение камерной модели (2.1.2.14) и уравнение Михаэлиса — Ментен (2.1.3.4).

Из уравнения (2.1.6.14) при *n* = 1 следует, что:

$$v_n = K_c p C_{\theta}.$$
 (2.2.6.5)

Соотношение вида (2.2.6.5) отражает, очевидно, результаты всех опытов, в которых скорость поглощения субстратов соответствует закономерности Михаэлиса — Ментен. Как уже отмечалось, если в уравнении Михаэлиса — Ментен (2.1.3.4) соблюдается условие $C_B << K_m$, то в нём величиной C_B можно пренебречь, и тогда V_n пропорционально изменению C_B . Следовательно, уравнение Михаэлиса — Ментен может быть использовано для описания всего спектра закономерностей поглощения минеральных элементов гидробионтами как результатов проведённых опытов (см. рис. 2.2.6.5–2.2.6.14). Именно поэтому в модель (2.1.2.14) вместо члена $C_B \sum B_i p_i$ должно быть включено уравнение Михаэлиса — Ментен. Между тем в соотношения (2.1.2.14) входит также показатель скорости выведения элемента из гидробионта (p_i), и необходимо исследование степени зависимости параметров p_i от изменения величины C_B .

Результаты наблюдений, приведённые на рис. 2.2.6.8, свидетельствуют, что при накоплении ртути и кобальта ульвой величина $K_c \cdot p = \text{const.}$ Опыты с ульвой (рис. 2.2.6.9) и идотеями (рис. 2.2.6.10) показали, что кинетика накопления и выведения ¹³⁷Cs гидробионтами не зависит от изменения концентрации цезия в воде. Так как в этих опытах коэффициенты накопления были постоянными, величина p_i не зависела от C_в.

Литературные данные (Иванов, 1979) и наши наблюдения с Л. Г. Кулебакиной (см. рис. 2.2.6.15) показали, что в тех случаях, когда коэффициенты накопления радионуклидов гидробионтами зависели от изменения концентрации изотопных носителей в среде, время выхода кинетических кривых накопления радионуклидов на плато было одинаковым. Время переходного процесса в системе, описанной уравнениями (2.2.6.14), определяется параметрами p_i , что свидетельствует о том, что значения p_i не зависели от изменения $C_{в}$.



Рис. 2.2.6.15. Накопление ⁶⁵Zn *Ulva rigida* в черноморской воде (1) и в среде с добавками цинка 10 (2); 100 (3) и 1000 (4) мкг·л⁻¹ (Иванов и др., 1978)

Более детальная оценка степени зависимости параметров *p_i* от изменения С_в выполнялась по результатам опытов накопления и выведения ³²Р ульвой в условиях естественной освещённости среды и при различных добавках минерального фосфора в воде (Терещенко, Егоров, 1985). На рис. 2.2.6.16 графическая зависимость 2 отражает кинетику выведения ³²Р ульвой в среде с природным содержанием минерального фосфора (20 мкг \cdot л⁻¹), а кривая 1 — кинетику выведения ³²Р в аквариуме с добавкой минерального фосфора 700 мкг·л⁻¹. В этой серии экспериментов радиоактивный фосфор поглощался ульвой в предварительном опыте в течение 23 часов в условиях природного содержания минерального фосфора в среде. В другой серии экспериментов ³²Р поглощался в течение 23 часов водорослью в предварительной стадии опыта в аквариуме с добавкой минерального фосфора 700 мкг·л⁻¹. После этого талломы ульвы помещались в два аквариума без радиоактивности. В одном из них содержание фосфатов было природным; в другой добавлялось 700 мкгР·л⁻¹. В первом случае кинетические закономерности выведения ³²Р ульвой изменялись в соответствии с зависимостью 4 на рис. 2.2.6.16, а во втором — по зависимости 3. На рис. 2.2.6.16 видно, что кинетические кривые 1 и 2, а также 3 и 4 между собой несколько различались. Это было обусловлено тем, что в течение опытов наблюдалось повторное поглощение водорослью выведенного ³²Р.



Рис. 2.2.6.16. Выведение ³²Р ульвой в среде с добавкой 700 мкг·л⁻¹ (1, 3) и естественным содержанием фосфатов (2, 4) после накопления в среде с естественным содержанием фосфатов (1, 2) и с добавкой 700 мкг·л⁻¹ (3, 4) (Терещенко, Егоров, 1985)

В аквариумах 2 и 4, не содержащих добавок минерального фосфора, вероятность повторного поглощения ³²P была выше, и за счёт этого в талломах водоросли оставалось относительно большее количество радионуклида. В целом результаты опытов, иллюстрируемых рис. 2.2.6.16, свидетельствовали о том, что кинетические закономерности выведения ³²P ульвой зависели только от внутриклеточного содержания фосфора в водоросли и не определялись концентрацией минерального фосфора в водной среде. Именно поэтому результаты опытов (см. рис. 2.2.6.16), непосредственно указывали на то, что параметры p_i , отражающие кинетические закономерности выведения неорганических веществ гидробионтами, не зависят от содержания этих веществ в водной среде во всём исследованном диапазоне изменений С_в.

Таким образом, результаты экспериментальных наблюдений, иллюстрируемых рис. 2.2.6.5–2.2.6.16, показали, что параметры p_i моделей (2.1.2.14) не зависят от C_в, поэтому кинетические закономерности минерального обмена гидробионтов в условиях изменяющейся концентрации минеральных элементов в среде на основе этой модели могут быть описаны следующими уравнениями:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_e}{K_m + C_e} - \sum_{i=1}^n C_i p_i; \qquad (2.2.6.6)$$
$$\frac{dC_e}{dt} = m_{yo} \left(\sum_{i=1}^n C_i p_i - \frac{V_m C_e}{K_m + C_e} \right).$$

Хотя уравнения (2.2.6.6) являются более обобщённой формой математического описания кинетики минерального обмена, их использование целесообразно лишь коэффициент накопления в случае, если стационарный неорганического вещества гидробионтом К_с зависит от изменения С_в. К_с не зависит от С_в при условиях К_т >> С_в. Тогда эмпирически из экспериментальных наблюдений может быть определено только отношение V_m / K_m, а не каждый из этих параметров. Если кинетика минерального обмена гидробионта описывается моделью, содержащей необменный фонд элемента, то в соответствии с уравнением (2.2.4.1) в выражение (2.2.26) должны входить параметры, отражающие процесс поступления элемента в необменный фонд, а также член, учитывающий распределение этого вещества по обменным и необменным фондам.

Раздел 2.2.7. Концентрация элементов — химических аналогов

Задача изучения закономерностей обмена радионуклидов гидробионтами в среде с их неизотопными химическими аналогами решалась на примере анализа экспериментальных данных поглощения и выведения ⁹⁰Sr бурой водорослью цистозирой при различных концентрациях Sr и Ca (Егоров и др., 1989; Поликарпов, Егоров, 1986). На рис. 2.2.7.1 показана кинетика изменения коэффициентов накопления ⁹⁰Sr цистозирой в условиях различного содержания Sr и Ca в воде экспериментальных аквариумов.

На рисунке видно, что коэффициенты накопления ⁹⁰Sr водорослью в природной черноморской воде с концентрацией стронция $4.2-4.4 \text{ мг} \cdot n^{-1}$ и кальция $267-280 \text{ мг} \cdot n^{-1}$ за время наблюдений превысили 50 единиц, а при добавке в среду Sr в концентрации 1000 мг · n^{-1} они снизились в 4 раза. Уменьшение значений коэффициентов накопления Sr отмечено и с ростом содержания Ca в водной среде аквариумов. Добавка 1000 мг · n^{-1} Sr обусловила большее снижение коэффициента накопления ⁹⁰Sr цистозирой, чем аналогичная добавка Ca, хотя время выхода коэффициентов накопления ⁹⁰Sr на плато не изменилось ни при добавке Sr, ни при добавке Ca.



Рис. 2.2.7.1. Накопление ⁹⁰Sr *Cystoseira barbata* в черноморской воде (1) и в среде с добавками Са 250 (2), 500 (3), 1000 (4) и 2000 (5) мг·л⁻¹, а также в среде с добавкой Sr 1000 (6) мг·л⁻¹ (Егоров и др., 1989)

Иллюстрируемый на рис. 2.2.7.1. эффект может быть вызван как снижением скорости поглощения, так и увеличением скорости выведения стронция цистозирой при изменении концентрации Sr или Ca в водной среде. Для исследования этих процессов были поставлены опыты, в которых изучались скорости поглощения и выведения цистозирой. Результаты эксперимента по выведению ⁹⁰Sr водорослями (рис. 2.2.7.2 2.2.7.3) свидетельствуют о следующем: независимо от того, И при каком содержании Са накапливался ⁹⁰Sr водорослями в предварительном опыте, кинетика выведения цистозирой в нерадиоактивную его воду, выраженная в относительных единицах, совпадала и не зависела от концентрации Са в среде, вплоть до уровня, превышающего природную концентрацию на 2000 мг·л⁻¹.

Следовательно, наблюдаемое снижение коэффициентов накопления ⁹⁰Sr с ростом концентрации Са в воде (рис. 2.2.7.1) не может быть обусловлено повышением интенсивности выведения Sr водорослями.



Рис. 2.2.7.2. Выведение ⁹⁰Sr *Cystoseira barbata* после 5 суток предварительного его накопления в среде с радиоактивным стронцием и с природным содержанием кальция: 1 — в среде без добавки Са; 2 — в среде с добавкой Са 2000 мг·л⁻¹ (Егоров и др., 1989)



Рис. 2.2.7.3. Выведение ⁹⁰Sr *Cystoseira barbata* после 6 суток предварительного его накопления в среде с радиоактивным стронцием и с добавкой кальция 2000 мг·л⁻¹: 1 — в среде без добавки Са; 2 — в среде с добавкой Са 2000 мг·л⁻¹ (Егоров и др., 1989)

Экспериментальные зависимости определения скорости поглощения стронция цистозирой при изменении концентрации стронция (C_{Sr}) и кальция (C_{Ca}) в воде, выраженные в координатах Лайнуивера — Берка, показаны на рис. 2.2.7.4а. Сплошные линии — прямые, аппроксимирующие результаты наблюдений. Удовлетворительность расположения экспериментальных точек на прямых свидетельствует о том, что скорость поглощения стронция цистозирой с ростом концентрации как Sr, так и Ca в среде изменяется в соответствии с закономерностью, описываемой уравнением Михаэлиса — Ментен. В наших опытах (рис. 2.2.7.4а) получено, что при добавках Sr в среду значение K_m составляет 1165 мг·л⁻¹, а при добавках Ca — 2040 мг·л⁻¹. Эти данные свидетельствуют о том, что снижение скорости поглощения цистозирой стронция вдвое по отношению к максимальной (V_{max}) может быть достигнуто при меньшей добавке Sr, чем Ca. Следовательно, кальций оказывает влияние на поглощение стронция цистозирой не парциально его концентрации в среде, а с некоторым коэффициентом (a), который меньше единицы.



Рис. 2.2.7.4. Зависимость скорости поглощения стронция *Cystoseira barbata* при изменении концентрации Sr (1) и Ca (2) в воде: график уравнения Лайнуивера — Берка построен без учёта (а) и с учётом (б) степени химической аналогичности элементов (Егоров и др., 1989)

Из результатов опытов с добавками Sr следует, что скорость его поглощения водорослью снизилась вдвое при концентрации стронция в воде $C_{Sr} = 885 \text{ Mr} \cdot n^{-1}$ и кальция $C_{Ca} = 280 \text{ Mr} \cdot n^{-1}$. Из экспериментов с добавками Ca видно, что снижение скорости поглощения Sr водорослью вдвое произошло при $C_{Sr} = 5 \text{ Mr} \cdot n^{-1}$ и $C_{Ca} = 2035 \text{ Mr} \cdot n^{-1}$. Можно допустить следующее: если бы при интерпретации данных опытов учитывалась величина *a*, состояние системы, при котором $V_n = V_m / 2$, установилось бы при значении знаменателя в выражении (2.1.3.4):

$$\mathbf{K}_{\mathrm{m}} = \mathbf{C}_{\mathrm{Sr}} + a \cdot \mathbf{C}_{\mathrm{Ca}}, \tag{2.2.7.1}$$

где C_{Sr} и C_{Ca} — такие численные значения концентрации Sr и Ca в воде, при которых скорость поглощения стронция водорослями составляет половину от максимальной.

Поэтому можно записать:

$$C'_{Sr} + aC'_{Ca} = C''_{Sr} + aC''_{Ca},$$
 (2.2.7.2)

откуда:

$$a = \frac{C_{Sr} - C_{Sr}}{C_{Ca} - C_{Ca}} \qquad \qquad C_{Sr} + aC_{Ca} = C_{Sr} + aC_{Ca}, \quad (2.2.7.3)$$

Результаты экспериментов, которые отражены на рис. 2.2.7.4а, проинтерпретированные с учётом оценки a = 0.5, приведены на рис. 2.2.7.46. Они указывают на то, что линейность расположения точек в координатах Лайнуивера — Берка не изменилась, а соответствующая обоим опытам константа Михаэлиса — Ментен приняла значение $K_m = 975 \text{ мг} \cdot \pi^{-1}$. Анализ результатов опытов выведения ⁹⁰Sr цистозирой (рис. 2.2.7.2 и 2.2.7.3) графическим методом вычленения экспонент показал. что кинетика этого процесса удовлетворительно описывается двухэкспоненциальной функцией:

$$C_{\Gamma} / C_o = 0.914 e^{-0.1980t} + 0.086 e^{-0.0028t},$$
 (2.2.7.4)

где *t* — время, ч.

Эти наблюдения подтвердили полученные ранее сведения (Егоров, Кулебакина, 1973), указывающие, что кинетику поглощения и выведения ⁹⁰Sr цистозирой можно рассматривать как процесс обмена стронция двумя фондами со скоростями метаболических реакций первого порядка. Они показали, что показатели скорости обмена фондов p_1 и p_2 не зависят от изменения концентрации Sr и Ca в воде в больших пределах, поэтому, с учётом формул (2.1.3.4) и (2.2.7.1), можно получить балансовое равенство, описывающее кинетику обмена стронция цистозирой в среде с изменяющимися концентрациями стронция и кальция:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_{Sr}}{K_m + C_{Sr} + aC_{Ca}} - \sum_{i=1}^2 C_i p_i,$$
(2.2.7.5)

где C_r — концентрация стронция, или ⁹⁰Sr, в цистозире;

С_і — концентрация стронция, или ⁹⁰Sr, в *i*-м обменном фонде водоросли.

Необходимо отметить, что с позиций теории минерального обмена различие коэффициентов накопления элементов — химических аналогов гидробионтом можно объяснить тем, что их поглощение гидробионтом из среды идёт не парциально, а с учётом коэффициента a, а выведение осуществляется в соответствии с показателями скоростей p_1 и p_2 , имеющих различные наборы значений для каждого из элементов — химических аналогов. Следовательно, если при поглощении гидробионтами некоторые элементы могут восприниматься ими как химические аналоги, то при протекании биохимических реакций эти элементы в гидробионтах идентифицируются, а закономерности их метаболизма могут быть различны.

Раздел 2.2.8. Физическая и химическая сорбция

Актуальность прогнозирования радиоактивного загрязнения донных отложений при антропогенном воздействии обусловлена тем, что они представляют собой наиболее медленный этап переноса радионуклидов в водной среде, то есть конечное депо биогеохимической миграции (Поликарпов и др., 1995).

Для этого проводится изучение трансформации физико-химических форм радионуклидов в связи с изменением гранулометрического и минерального составов грунтов (Voitsekhovitch et al., 1991; Neiheisel et al., 1992), а также выполняется анализ сорбционных свойств донных отложений в опытах с радиоактивной меткой.

В экспериментах показано (Любимова, 1973; Поликарпов и др., 19876; Лазоренко, Поликарпов, 1990), что кинетика концентрирования радионуклидов донными отложениями всегда направлена к стационарному уровню, характеризуемому коэффициентом накопления (распределения). Отмечено (Тимофеева-Ресовская, 1963), что ряд радионуклидов, особенно ¹³⁷Cs после предварительного его накопления донными отложениями из воды с повышенным содержанием радиоцезия, выводится в более чистую по этому радионуклиду водную среду либо незначительно, либо с бо́льшим по отношению к процессу накопления временем запаздывания. Этот факт можно объяснить превалированием процессов химической составляющей сорбции, происходящей за счёт химической реакции (Бенсон, 1964). Десорбция радионуклидов из донных отложений вследствие таких реакций может отсутствовать или протекать значительно медленнее, чем за счёт физической компоненты этих процессов. Поиск и эмпирическая верификация теоретической базы для математического описания кинетических закономерностей миграции радионуклидов исследовались на примере изучения закономерностей распределения ¹³⁷Сs на разделе фаз водная среда —

донные отложения в результате физической и химической составляющих сорбции. В качестве методической основы для математического описания кинетики процессов взаимосвязи между донными отложениями и радионуклидами, содержащимися в водной среде, использованы камерные модели (Riziĉ, 1972), а проверку адекватности их применения и параметризацию устанавливали, используя результаты опытов.

При разработке модели было принято допущение, что концентрация радионуклида в донных отложениях (C_r) в любой момент времени определяется суммой вкладов процессов физической (C_ф) и химической (C_x) сорбции:

$$C_r = C_{\phi} + C_x.$$
 (2.2.8.1)

Кинетика физических сорбционных процессов описывалась моделью вида:

$$dC_{x}/dt = \Sigma r_{\phi i} (C_{B} B_{i} - C_{i}), \qquad (2.2.8.2)$$

где С_в — концентрация радионуклида в воде;

В_і и г_{фі} — относительные объёмы обменных фондов радионуклида в поверхностном слое донных отложений и показатели скорости их обмена;

С_і — концентрация радионуклида в *i*-м обменном фонде в момент времени *t*.

Для отражения кинетических закономерностей химической сорбции радионуклидов донными отложениями использовалось уравнение

$$dC_x/dt = (1 - K_x(t)/K_{cx}) \cdot r_{cx} C_B - r_{dx} C_x, \qquad (2.2.8.3)$$

где K_x(*t*) — коэффициент накопления радионуклида донными отложениями в результате химической сорбции в момент времени *t*:

$$K_x(t) = C_x(t) / C_B,$$
 (2.2.8.4)

где K_{cx}(*t*) — стационарное значение коэффициента накопления, установившееся в донных отложениях под воздействием только химической сорбции;

r_{cx} и r_{дх} — показатели скорости химической адсорбции и десорбции.

В (2.2.8.3) принято, что величина стационарного коэффициента накопления (К_{сх}) зависит от содержания радиоизотопа и изотопного носителя в воде в соответствии с уравнением Ленгмюра. Для верификации модели, реализованной уравнениями (2.2.8.2) и (2.2.8.3), в опытах исследовались те кинетические характеристики накопления и выведения радионуклидов пробами донных отложений, которые могли бы быть описаны интегральными решениями этих уравнений при соответствующих начальных условиях. При этом аппроксимация экспериментальных зависимостей допускала определение параметров модели, а сравнение результатов численных экспериментов на модели и соответствующих им опытов позволило сделать заключение об адекватности используемой теоретической базы.

Интерпретация экспериментальных наблюдений основывалась на общем решении уравнения (2.2.8.2), которое для закрытой системы имеет следующий вид:

$$C_{\phi}(t) = R_{c\phi} \cdot C_{B0} + \Sigma \left(C_{i0} - C_{Bi} \cdot B_i \right) \cdot e^{-pit}, \qquad (2.2.8.5)$$

где C_{в0} и C_{i0} — содержание радионуклида в начальный момент времени соответственно в воде и в донных отложениях, накопивших его под воздействием физической адсорбции.

Из соотношения (2.2.8.5) видно, что при любом значении $C_B \neq 0$ и $t \to \infty$ концентрирование радионуклида донными отложениями описывается двухэкспоненциальной функцией, стремящейся к стационарному состоянию, при котором $C_{\phi}(\infty) = K_{c\phi} \cdot C_B$. В соответствии с этим уравнением, при нулевых начальных условиях, когда $C_{B0} = 0$, изменение содержания радионуклида в донных отложениях по двухэкспоненциальной зависимости стремится к $C(\infty) = 0$.

В случаях, когда по своему вкладу в концентрирование радионуклидов гидробионтами значима только химическая сорбция или когда рассматривается лишь её роль, при начальных условиях, когда t = 0 и $C_a \neq 0$, кинетическая зависимость при $t \to \infty$ стремится к уровню:

$$K_x(\infty) = K_{cx} \cdot r_{cx} / (r_{cx} + r_{dx}).$$
 (2.2.8.6)

При более весомом вкладе химической сорбции по сравнению с вкладом физической сорбции $r_{dx} \leq r_{cx}$, а значит, можно допустить, что в стационарных условиях при $t \to \infty$ величина $K_x(\infty) \to K_{cx}$. Из соотношения (2.2.8.3) также видно, что применительно к начальным условиям опытов, когда $C_B = 0$, химическая десорбция будет определяться только величиной константы скорости выведения r_{dx} . Так как $r_{dx} << r_{cx}$ и $r_{dx} << r_{\phi i}$, в масштабе времени выполнения экспериментальных наблюдений химической десорбцией можно пренебречь.

Из приведённых выше рассуждений видно, что наблюдение в экспериментальных условиях над кинетикой накопления радионуклида донными отложениями позволяет определить суммарный стационарный коэффициент накопления $K_r = K_{\phi} + K_x$, а отслеживание кинетики выведения — получить оценку вклада химической сорбции (K_x) в процесс накопления. Аппроксимация кинетических зависимостей накопления или выведения радионуклида донными отложениями функцией вида (2.2.8.5) даёт возможность оценить параметры модели $r_{\phi i}$ и r_{cx} .

Теоретические предпосылки описания кинетических закономерностей физической и химической сорбции радионуклидов верифицированы на примере экспериментальных наблюдений (Поликарпов и др., 1995). В июне 1986 г. были

проведены эксперименты по накоплению и выведению ¹³⁷Cs донными отложениями различного гранулометрического состава, отобранными в низовье р. Днепр и в Днепровско-Бугском лимане (табл. 2.2.8.1). Методика постановки экспериментов с донными отложениями описана в работах (Поликарпов и др., 19876; Лазоренко, Поликарпов, 1990).

Таблица 2.2.8.1. Характеристика донных отложений в экспериментах по накоплению и выведению ¹³⁷Cs

Район отбора проб	Географические	Глубина, м	Тип		
	координаты		донных отложений		
Р. Днепр (г. Херсон)	46°37 5′N		Мелкодисперсный		
	20°26 5/E	6.0	илистый тёмно-серый		
	32 30.3 E		песок		
Р. Днепр (г. Херсон)	46°33.4′N,	7.0	То же		
	32°27.5′E	7.0			
Днепровско-Бугский	46°35.9′N,	5.8	Среднедисперсный песок		
лиман	31°43.2′E	5.0			
Днепровско-Бугский	46°42.4′N,	7.5	Илистый светло-серый		
лиман	31°55.9′E	7.5	песок		
Днепровско-Бугский лиман	46°31.7′N, 32°08.0′E		Мелкодисперсный		
		7.0	илистый тёмно-серый		
			песок		

Характерные кинетические кривые накопления и выведения ¹³⁷Cs, полученные в результате эксперимента с мелкодисперсным илистым тёмно-серым песком, отобранным в Днепровско-Бугском лимане, представлены на рис. 2.2.8.1–2.2.8.2 и в табл. 2.2.8.1. Высокая степень необратимости процессов накопления — выведения обусловлена, по-видимому, наличием прочного химического связывания изучаемого радионуклида этим типом донных отложений. Подобные кинетические кривые накопления и выведения ¹³⁷Cs получены и для остальных типов изучаемых донных отложений (см. табл. 2.2.8.2).



Рис. 2.2.8.1 Сорбция ¹³⁷Сs мелкодисперсным илистым тёмно-серым песком: аппроксимирующая кривая (а) и вклад в неё химических (б) и физических (в) сорбционных процессов (Лазоренко, Егоров, 1994)



Рис. 2.2.8.2. Десорбция ¹³⁷Cs мелкодисперсным илистым тёмно-серым песком. C_r/C_{r0} — отношение концентрации ¹³⁷Cs в пробах донных отложений в наблюдаемый и начальный моменты времени (Лазоренко, Егоров, 1994)

Таблица 2.2.8.2. Вычисление значения кинетических параметров сорбции ¹³⁷Cs для различных типов донных отложений

Тип донных отложений	K _r (∞)	K _{cx}	B_{I}	$r_{\Phi 1}$	B_2	$r_{\Phi 2}$	r _x
Мелкодисперсный илистый тёмно-серый песок	345.0	331.1	0.257	0.736	0.743	0.050	59.9
То же	464.0	445.3	0.355	0.447	0.645	0.020	235.6
Среднедисперсный песок	34.8	31.7	0.849	0.526	0.151	0.031	4.1
Илистый светло-серый песок	38.9	32.4	0.837	2.727	0.163	0.039	3.7
Мелкодисперсный илистый тёмно-серый песок	52.5	45.3	0.756	0.445	0.244	0.046	40.1

Раздел 2.2.9. Биотическая трансформация физико-химических форм радионуклидов

Задача моделирования кинетики процессов биологической трансформации радионуклидов решалась нами на примере изучения кинетики накопления и выведения разных форм ¹³¹I черноморской ульвой (Поликарпов и др., 1983).

В экспериментах с разными формами радиоактивного йода установлено, что ¹³¹I в форме йолила (I¹⁻) накапливался зелёной водорослью Ulva rigida более интенсивно (рис. 2.2.9.1а), чем ¹³¹ I в пятивалентной форме IO₃⁵⁻ (рис. 2.2.9.16). Изучение выведения разных форм йода в чистую воду после 5-сугочной экспозиции их предварительного накопления ульвой показало, что кинетика выведения, выраженная в относительных единицах, совпадала (рис. 2.2.9.2). Это свидетельствовало, что, накапливая йод в одновалентной (I¹⁻) и пятивалентной (I⁵⁺) формах до разных уровней, ульва обменивает их с одинаковыми показателями скоростей метаболических реакций первого порядка. Для изучения биогенной трансформации физико-химических форм йода была поставлена серия опытов, в которой изучалось концентрирование активного йода, выведенного ульвой в чистую воду. Опыты показали, что концентрирование выведенных форм йода совпадает между собой, а также с кинетикой накопления ульвой одновалентного ¹³¹I (рис. 2.2.9.3). Это позволило заключить, что в результате взаимодействия с ульвой пятивалентная форма йода трансформируется в такие его физико-химические формы, которые при накоплении их водорослями ведут себя как одновалентная (Polikarpov et al., 1987).



Рис. 2.2.9.1 Накопление одновалентной I¹⁻ (а) и пятивалентной IO₃⁵⁻ (б) форм радиоактивного йода *Ulva rigida*. Сплошными линиями показаны аппроксимирующие кривые, прерывистой — теоретическая кривая накопления ¹³¹I в форме IO₃⁵⁻. К(*t*) — коэффициент накопления этой физико-химической формы элемента в момент времени *t* (Поликарпов и др., 1983)



Рис. 2.2.9.2. Выведение ¹³¹I, накопленного *Ulva rigida*, в форме I¹⁻ (а) и IO_3^{5-} (б) после 5суточной предварительной экспозиции опытов накопления ¹³¹I; C_r/C_0 — отношение оставшейся радиоактивности к начальной (Поликарпов и др., 1983)



Рис. 2.2.9.3. Накопление ¹³¹I *Ulva rigida* в форме I¹⁻ (а), а также в физико-химических формах, трансформированных водорослью при предварительном поглощении ¹³¹I в форме I¹⁻ (б) и IO_3^{5-} (в) (Поликарпов и др., 1983)

При такой интерпретации наблюдений следует, что концентрированию пятивалентного йода в опыте, иллюстрируемом рис. 2.2.9.16, сопутствовало поступление в воду одновалентной его формы и последующего её накопления вместе с пятивалентной. Вследствие этого в воде содержание пятивалентных ионов убывало, а одновалентных — возрастало, то есть происходила биогенная трансформация химических форм йода.

Для математического описания кинетики этого процесса потребовалось определить параметры модели концентрирования ульвой различных форм йода.

Аппроксимация результатов наблюдений над выведением ¹³¹I ульвой позволила вычленить две экспоненты с параметрами $p_1 = 0.124 \text{ суr}^{-1}$ и $p_2 = 4.62 \text{ суr}^{-1}$, что потребовало отражения кинетики обмена каждой формы ульвы двухкамерной моделью. Параметры экспоненциальной функции, описывающей процесс накопления одновалентного ¹³¹I ульвой, были рассчитаны по формуле (2.1.2.3) и по коэффициенту накопления одновалентного ¹³¹I ульвой после 5-суточной экспозиции:

$$K_{\mu}(t) = 1033 - 905e^{-0.124t} - 132e^{-4.62t}.$$
(2.2.9.1)

Сравнение теоретического описания кинетической зависимости накопления ульвой одновалентного йода, изображённой на рис. 2.2.9.1 сплошной линией, с данными наблюдений показывало удовлетворительное их согласие и свидетельствовало о достаточной адекватности модели. Параметры модели обмена ульвой пятивалентного йода получены с использованием скорости поглощения $^{131}\text{IO}_3^-$ ульвой в момент времени t = 0. Справедливость такой оценки определялась очевидным обстоятельством пребывания в опыте, иллюстрируемом рис. 2.2.9.16, в начальный момент времени только пятивалентной формы йода. По данным расчётов, формула (2.1.3.8) имеет вид (при C_в = 1):

$$v_n = B_1 p_1 + B_2 p_2 = 60.24 (cym^{-1}).$$
 (2.2.9.2)

В выражении (2.2.9.2) значения p_1 и p_2 определены из наблюдений. При допущении, что отношения B_1/B_2 в моделях обмена пяти- и одновалентного йода равны, получено уравнение концентрации ¹³¹Ю₃⁻ ульвой:

$$K(t) = 87 - 76e^{-0.124t} - 11e^{-4.62t}.$$
(2.2.9.3)

Табулированная по времени зависимость (2.2.9.3) изображена на рис. 2.2.9.1 штриховой линией. Она отражает вклад пятивалентной формы в концентрирование йода ульвой. В целом ситуации концентрирования и обмена двух форм йода ульвой соответствует модель, реализуемая уравнениями:

$$C_{\Gamma} = C_{1}' + C_{2}',$$

$$\frac{dC_{1}}{dt} = p_{1}(C_{e}B_{1} - C_{1});$$

$$\frac{dC_{2}}{dt} = p_{2}(C_{e}B_{2} - C_{2});$$

$$\frac{dC_{e}'}{dt} = \frac{m_{\Gamma}}{m_{e}} \Big[(C_{1} + C_{1}')p_{1} + (C_{2} + C_{2}')p_{2} - C_{e}'(B_{1}p_{1} + B_{2}p_{2}) \Big];$$

$$\frac{dC_{1}'}{dt} = p_{1}(C_{e}'B_{1}' - C_{1}');$$

$$C_{\Gamma} = C_{1} + C_{2};$$

$$C_{\Gamma} = C_{1}' + C_{2}',$$

$$(2.2.9.4)$$

где С_в и С'_в — концентрация одно- и пятивалентного йода в воде;

С'1, С1 и С'2, С2 — концентрация одно- и пятивалентного йода в камерах гидробионта.

В соотношениях (2.2.9.4) уравнения 1 и 4 отражают баланс пяти- и одновалентной форм йода в воде, а 2, 3, 5 и 6 — в камерах гидробионта.

При модельной интерпретации наблюдениям (см. рис. 2.2.9.16) соответствует параметр накопления, рассчитываемый по формуле:

$$K(t) = \frac{C_{\Gamma} + C_{\Gamma}}{C_{s} + C_{s}}.$$
(2.2.9.5)

Результаты расчёта этого параметра численным решением дифференциальных уравнений (2.2.9.4) отображены на рис. 2.2.9.1. Они свидетельствуют о хорошей сходимости теории и наблюдений. Следовательно, камерные модели применимы для описания кинетики биогенной трансформации физико-химических форм загрязнений.

Таким образом, на примере эмпирического изучения и математического описания кинетики концентрирования одно- и пятивалентного ¹³¹I ульвой показано, что кинетика обмена разных физико-химических форм загрязнителей гидробионтами может рассматриваться как результат его поступления в обменные фонды гидробионта, соответствующие каждой физико-химической форме. Взаимодействие фондов со средой осуществляется со скоростями метаболических реакций первого порядка. Численные значения показателей скоростей поступления в фонды определяются формой загрязнений. Показатели скоростей физико-химической выведения обменных фондов из соответствующих разных физико-химических форм неорганических веществ в гидробионтах одинаковы.

Раздел 2.2.10. Лимитирование первичных продукционных процессов биогенными элементами

Как известно, к биогенам причисляют химические элементы, которые могут лимитировать протекание процессов первичного продуцирования в экосистемах. К биогенным неорганическим веществам в первую очередь относятся органогенные элементы (N, P, Si, S). Лимитировать рост гидробионтов может также недостаток микроэлементов (Zn, Mn, Co, Mo, Fe) в среде (Добролюбский, 1956; Turn et al., 1982).

Актуальность проблемы математического описания закономерностей химического лимитирования продукционных процессов вызвала широкий интерес у исследователей. В 1962 г. Друп (Droop, 1962) предложил описывать динамику изменения удельной биомассы одноклеточных водорослей (m_{yд}) в зависимости от концентрации питательных элементов в культиваторе непрерывного типа следующим уравнением:

$$\frac{dm_{y\partial}}{dt} = \mu m_{y\partial} - R_c m_{y\partial};$$

$$\frac{dC_e}{dt} = R_c \left(C_{eo} - C_e \right) - C_{\Gamma} \mu m_{y\partial},$$
(2.2.10.1)

где R_c — показатель скорости протока питательной среды через культиватор (сут $^{-1});$ μ — удельная скорость роста культуры (сут $^{-1});$

С_в и С_{в0} — концентрация элементов питания в среде и на входе культиватора;

Сг — внутриклеточная концентрация лимитирующего субстрата.

В уравнениях (2.2.10.1) изменение C_г рассчитывалось из соотношения (Burmaster, Chisholm, 1979):

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = v_n - \mu C_{\Gamma}, \qquad (2.2.10.2)$$

в котором V_n — скорость поглощения биогенного элемента водорослями — было предложено (Dugdale, 1967) описывать уравнением Михаэлиса — Ментен. С учётом этого обстоятельства равенство (2.2.10.2) приняло вид:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_s}{K_m + C_s} - \mu C_{\Gamma}.$$
(2.2.10.3)

Из литературы известны две основные формулы для определения величины µ в соотношении (2.2.10.3). Одна из них, предложенная Моно (Monod, 1942), связывала этот параметр с концентрацией биогенного элемента в среде:

$$\mu = \frac{\mu_m C_s}{K_n + C_s},$$
(2.2.10.4)

где µ_m — максимально физиологически возможная удельная скорость роста клеточной культуры;

К_п — константа.

Другая закономерность, установленная Друпом (Droop, 1974), определяла связь параметра µ с концентрацией биогенного элемента непосредственно в водорослях:

$$\mu = \mu_m \left(1 - \frac{q_{\min}}{C_{\Gamma}} \right), \tag{2.2.10.5}$$

где q_{min} — минимальная внутриклеточная концентрация биогенного элемента, обеспечивающая жизнеспособность клеточной культуры.

Использование в уравнении (2.2.10.3) формулы Моно (2.2.10.4) отражало состояние такой системы, в которой стационарное состояние C_r при $K_m = K_n$ рассчитывалось из соотношения:

$$C_{\Gamma} = \frac{V_m}{\mu_m},\tag{2.2.10.6}$$

то есть внутриклеточная концентрация биогенного элемента в водорослях была постоянной и не зависела от концентрации этого элемента в среде.

При использовании уравнения Друпа (2.2.10.5) кинетические закономерности изменения внутриклеточной концентрации биогенного элемента описывались уравнением:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_s}{K_m + C_s} - \mu C_{\Gamma} \left(1 - \frac{q_{\min}}{C_{\Gamma}} \right), \qquad (2.2.10.7)$$

согласно которому стационарное значение внутриклеточной концентрации биогенного элемента при $dC_r / dt = 0$ равно:

$$C_{\Gamma} = \frac{V_m C_s}{\left(K_m + C_s\right)\mu_m} + q_{\min}.$$
(2.2.10.8)

Из (2.2.10.7) видно, что величина C_r зависела от C_B . Минимальное значение C_r составляло q_{min} при $C_B = 0$, а максимальное значение, которое могла принимать эта величина с ростом C_B (при $C_B >> K_m$ и $C_r >> q_{min}$), стремилось к уровню, который рассчитывается по формуле (2.2.10.6), определяемой использованием уравнения Моно.

Эмпирически установлено, что одноклеточные водоросли могут запасать биогенные элементы в условиях повышенных концентраций в среде и затем использовать их на рост при обеднении среды биогенами (Brunel et al., 1982; Giammateo et al., 1983). Из выражений (2.2.10.6) и (2.2.10.7) видно, что отмеченная закономерность могла быть отражена на модели только при использовании уравнения Друпа.

Таким образом, литературные данные показали, что для описания закономерностей изменения концентрации биогенных элементов в среде и первичных продуцентах, выращиваемых в культуре непрерывного типа (или в открытых системах), используется балансовое равенство, которое отражает процессы поступления биогенных элементов в гидробионты согласно уравнению Михаэлиса — Ментен, и содержит зависимости Моно или Друпа, определяющие уровень химического лимитирования продукционных процессов. Уравнение Моно отражает зависимость лимитирования как функцию от содержания биогенных элементов в среде, а Друпа — от их внутриклеточной концентрации. Задача отдельного исследования вытекала из необходимости сопоставить камерную теорию с существующими методами математического описания кинетики минерального обмена гидробионтов в условиях химического лимитирования продукционных процессов. В исследованиях, выполненных нами совместно с 3. 3. Финенко, А. Я. Зесенко и А. В. Пархоменко (Егоров и др., 1982), для описания кинетики обмена биогенных элементов продуцентами была использована модель, полученная из соотношения (2.2.4.6), применительно к одному обменному фонду биогенного элемента в гидробионте:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_s}{K_m + C_s} - \left(p + \frac{1}{m_{y\partial}} \frac{dm_{y\partial}}{dt}\right) C_{\Gamma}.$$
(2.2.10.9)

Проверка адекватности модели (2.2.10.9) сделана по данным экспериментальных наблюдений над концентрированием радиоактивного фосфора культурой морских одноклеточных водорослей *Skeletonema costatum*, которые росли на модифицированной среде Гольдберга в условиях лимитирующей концентрации минерального фосфора в среде. По результатам серии независимых экспериментов поглощения и выведения ³²P водорослями были рассчитаны параметры модели q_{min} = 3.1 мкгР·мг⁻¹; $V_m = 7.34$ мкгР·час⁻¹; $K_m = 11$ мкг·л⁻¹; p = 0.231 час⁻¹. Значение μ_m для этой культуры водорослей составило 5 суток⁻¹ (Финенко, Крупаткина-Акинина, 1974). Сравнение результатов наблюдений и расчётов при начальных условиях $C_r(0) = 3.1$ мкгР·мг⁻¹, $C_B(0) = 11$ мкгР·л⁻¹ и $m_r(0) = 1.09$ мг·л⁻¹ показало удовлетворительное их согласие (рис. 2.2.10.1).

Степень зависимости параметра *p* в модели вида (2.2.10.9) от изменения концентрации минерального фосфора в среде (C_в) в более широких пределах исследовалась нами в совместных опытах с Л. Г. Кулебакиной и В. Н. Поповичевым на примере изучения закономерностей выведения ³²P одноклеточными водорослями и взвешенным веществом в условиях разных добавок изотопного носителя. Наблюдения показали (рис. 2.2.10.2), что одноклеточные водоросли *Gimnodinium lanskaya* выводили ³²P в большей степени в среде с повышенным содержанием фосфора, причём в аквариумах с добавками фосфатов 20 и 100 мкг·л⁻¹ кинетика выведения совпадала. В то же время относительное выведение ³²P взвесями из вод пелагиали Тирренского моря совпадало в аквариумах как с добавками, так и с природным содержанием фосфора (рис. 2.2.10.3). В первом случае (рис. 2.2.10.2) опыты ставились при удельной биомассе гидробионта в воде 10 мг·л⁻¹, а во втором (рис. 2.2.10.3) — при биомассе

1 мг·л⁻¹. По определениям Н. Н. Терещенко, концентрация минерального фосфора в используемых для этих экспериментов водах не превышала 3 мкгР·л⁻¹. Для объяснения иллюстрируемых рис. 2.2.10.2 различий в кинетике выведения ³²Р одноклеточными водорослями при разной концентрации фосфатов в водной среде нами использован метод моделирования. Динамика модели (2.2.10.9) исследовалась при удельной биомассе гидробионта $m_{ya} = 10 \text{ мг·л}^{-1}$ и $C_{B} = 3 \text{ мкгР·л}^{-1}$, а также $C_{B} = 23 \text{ и}$ $C_{B} = 103 \text{ мкгР·л}^{-1}$.



Рис. 2.2.10.1. Изменение внутриклеточной концентрации радиоактивного (а) и стабильного (б) фосфора и численности клеток *Skeletonema costatum* (в) на свету (1) и в темноте (2): С_г и С_{гр} — соответственно внутриклеточная концентрация фосфора (Р — мкг·мг⁻¹; ³²Р — имп.·мин.⁻¹·мг⁻¹); *п* — численность клеток (кл·л⁻¹); штриховая и сплошная линии отражают данные, полученные на модели; штрихпунктирная линия — уровень q_{min} (Егоров и др., 1982)



Рис. 2.2.10.2. Кинетика выведения ³²Р *Gimnodinium lanskaya* в средиземноморской воде (1) и в среде с добавками 20 (2) и 100 (3) мкгР· π^{-1} ; C_r/C₀ — отношение оставшейся радиоактивности к начальной (по данным опытов В. Н. Егорова с В. Н. Поповичевым и Л. Г. Кулебакиной)



Рис. 2.2.10.3 Кинетика выведения ³²Р взвешенным веществом Тирренского моря в воде без добавки минерального фосфора (1) и в среде с его добавками 25 (2) и 100 (3) мкгР· π^{-1} ; C_r/C₀ — отношение оставшейся радиоактивности к начальной (по данным опытов В. Н. Егорова с В. Н. Поповичевым и Л. Г. Кулебакиной)

Получено, что отличие кинетических закономерностей выведения ³²Р водорослями (кривая 1 на рис. 2.2.10.2) в среде с природным содержанием минерального фосфора от данных других опытов обусловлено повторным поглощением водорослями ранее выводимого радионуклида. Такой эффект проявлялся из-за повышенной удельной биомассы гидробионта в среде этого аквариума, а следовательно, и повышенной удельной радиоактивности воды, возникающей за счёт процессов выведения ³²Р водорослями. Именно поэтому по результатам опытов с одноклеточными водорослями и взвесями, как и при экспериментах с ³²Р и ульвой (рис. 2.2.10.3), не было оснований принимать гипотезу о зависимости кинетики выведения фосфора гидробионтами при изменении его концентрации в воде. Аппроксимация совпадающих кинетических кривых выведения радиоактивного фосфора взвешенным веществом дала одинаковые оценки параметров p_i, поэтому результаты опытов, иллюстрируемых рис. 2.2.10.2 и 2.2.10.3, указали, что показатели скорости выведения фосфора гидробионтами не зависят от C_в. Это свидетельствовало о том, что модель, реализованная уравнением (2.2.9.9), может использоваться для описания кинетики обмена биогенных элементов гидробионтами в широком интервале изменения их содержания в водной среде.

Из условий применения уравнения (2.2.9.9) к закрытой системе или к непроточной культуре водорослей (при $R_c = 1$) следует, что второй член в скобках правой части уравнения (2.2.9.9) равен величине μ . Подставив значение μ из формулы Друпа (2.2.10.5) в уравнение (2.2.9.9), получим:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_s}{K_m + C_s} - \left[p + \mu_m \left(1 - \frac{q_{\min}}{C_{\Gamma}} \right) \right] C_{\Gamma}.$$
(2.2.9.10)

Сравнение полученного на базе камерной теории уравнения (2.2.9.10) с соотношением (2.2.10.7) показало, что они отличаются только параметром *p*. Легко заметить, что уравнение (2.2.10.7) применимо для описания кинетики процессов изменения внутриклеточной концентрации биогенного элемента в зависимости от его содержания в среде при лимитированыи этим элементом процесса роста. Если продукционные процессы лимитированы другим биогенным элементом (когда $C'_r = q_{min}$) и рост отсутствует, второй член правой части выражения (2.2.10.7) превращается в нуль, и тогда внутриклеточная концентрация элемента C_r с увеличением *t* стремится к бесконечности. Именно поэтому, в отличие от равенства (2.2.9.10), уравнение (2.2.10.7) в целом неприменимо для отражения процесса

поглощения биогенных элементов не растущими культурами водорослей, так как лимитирование роста может быть не только химическим, но и, например, обусловленным фотосинтетически активной радиацией. Уравнение (2.2.10.7) не отражает также кинетики обменных процессов, поскольку в нём не учтено выведение элемента из клеток в результате метаболизма. Для исключения отмеченных недостатков модель (2.2.10.7) обычно дополняют параметром, отражающим процесс дыхания гидробионтов (Меншуткин, Финенко, 1975; Виноградов, Меншуткин, 1977). Если этот параметр численно равен параметру выведения биогенного элемента из гидробионта в результате совокупного воздействия всех абиотических и биотических механизмов взаимодействий, уравнения (2.2.9.7) и (2.2.9.10) становятся идентичными.

Таким образом, исследования позволили заключить, что развитие камерной теории для описания кинетических закономерностей обмена биогенных элементов в условиях химического лимитирования продуцирования органического вещества дало возможность обосновать соотношения, согласующиеся с уравнениями, полученными другими методами, а также дополнить их возможностью отражения процессов выведения биогенных элементов в результате метаболизма гидробионтов.

Раздел 2.3. Алиментарный путь минерального питания гидробионтов

Раздел 2.3.1. Особенности пищевого пути поглощения радионуклидов и их изотопных и неизотопных носителей гидробионтами

Пищевой, или алиментарный, путь минерального питания присущ консументам. Усваиваемая ими пища используется для восполнения энергетических трат, для биосинтеза органов и тканей, а также для катализа ферментативных реакций. Неусвоенная часть пищи удаляется в виде жидких и твёрдых экскретов. В результате метаболизма минеральные элементы выводятся из гидробионтов через желудочнокишечный тракт и внешние покровы тела, а также в процессе прижизненного отчуждения органического вещества.

Исследования показали, что с пищей в организмы морских животных могут поступать радиоактивные, а также химические загрязнители среды. Степень усвоения разных элементов из пищи различна. Анализ гамма-спектров ⁵¹Cr, ⁶⁵Zn и ¹³⁷Cs животных трёх трофических уровней: фитопланктона и детрита, эуфаузиид, а также креветок — позволил установить, что осколочные радионуклиды, сорбированные на тонкодисперсных частицах, накапливались планктоном второго уровня и лишь

в незначительных количествах переходили на третий трофический уровень (Остербергер, Пирси, 1971). Методом атомно-адсорбционной спектрометрии было установлено, что при концентрировании Mn, Hi, Zn и Pb бактериями питающиеся ими инфузории аккумулировали Ni, Zn и Pb, причём в большей степени они накапливали Zn, хотя сами бактерии до более высоких уровней поглощали Ni и Mn, которые, накапливаясь бактериями, в инфузории не переходили (Mansouri-Aliabadi, Sharp, 1985). При изучении аккумуляции никеля сценедесмусом и дафнией установлено, что потреблённый с водорослями Ni дафниями не накапливался, концентрировался в фекалиях и шёл в донные отложения (Wartas et al., 1985). В то же время такой высокотоксичный элемент, накапливался по трофической цепи как ртуть, фитопланктон — зоопланктон — мальки рыб — рыбы-планктофаги — кальмары (Morozov, Petukhov, 1979).

Изучение минерального обмена гидробионтов при алиментарном пути поступления радиоактивных индикаторов неорганических веществ показало, что кинетические закономерности процессов накопления и выведения радионуклидов морскими животными описываются экспоненциальными функциями (Pentreath, 1973; Weers, 1975a; Weers, 19756; Fowler, Guary, 1977). В качестве дифференциальных моделей, отражающих закономерности минерального обмена, нашли применение камерные представления. Коваль (Kowal, 1971) предложил описывать кинетику поглощения кобальта животными двухфондовой моделью. Один обменный фонд модели отражал поступление этого элемента во внутренние органы, а другой в ткани. Коновер и Френсис (Conover, Francis, 1973) предложили камерную модель для описания динамики процессов передачи биогенных элементов по трофическим цепям. Каждая камера этой модели соответствовала трофическому звену, а обмен элемента между камерами осуществлялся в соответствии с метаболическими реакциями первого порядка.

При разработке полуэмпирической теории ставилась задача проверки адекватности камерной модели при описании алиментарного пути поглощения радионуклидов гидробионтами и изучались зависимости её параметров при изменении трофических характеристик морских организмов, а также концентрации минеральных элементов в пище. Важным разделом работы было развитие камерной теории для описания закономерностей минерального обмена в процессе продуцирования органического вещества гидробионтами.

Раздел 2.3.2. Эмпирическая верификация камерных моделей

Адекватность камерных моделей и влияние факторов среды на алиментарное поглощение неорганических веществ консументами исследовались в опытах с ⁶⁵Zn на примере трофических звеньев макрофиты — изоподы и одноклеточные водоросли — копеподы. В первой серии экспериментов морские тараканы — идотеи — питались черноморской зелёной водорослью ульвой, которая имела неизменяющуюся радиоактивность по ⁶⁵Zn. Установлено (Иванов и др., 1980), что до более высоких относительных уровней цинк из пищи концентрировали животные меньшей массы (рис. 2.3.2.1).



Рис. 2.3.2.1. Кинетика алиментарного накопления ⁶⁵Zn *Idotea baltica* различных по массе размерных групп: 1 — 13–20 мг; 2 — 90–99 мг; 3 — 120–145 мг; C_г — удельная радиоактивность животных (имп.·мин.⁻¹·мг⁻¹) (Иванов и др., 1980)

Это было обусловлено тем, что мелкие животные имели более высокие удельные рационы. Среднесуточный рацион идотей массой 13–20 мг составил 38 % от массы тела, размерной группы 90–99 мг — 16, 120–145 мг — 7.5. После 9суточного накопления ⁶⁵Zn из пищи идотеи были переведены на питание нерадиоактивным кормом. В этих опытах наблюдалось снижение концентрации ⁶⁵Zn в животных, иллюстрируемое рис. 2.3.2.2. Из рисунка видно, что, хотя

в предварительном опыте идотеи накапливали радиоактивный цинк до различных уровней (рис. 2.3.2.1), кинетика выведения животными разных размерных групп, выраженная в относительных единицах, совпала. Экспериментальные данные наблюдений над выведением радионуклида на графике, построенном в логарифмическом масштабе по оси ординат, легли на прямую, что указало на экспоненциальный характер кинетики процесса. Результаты экспериментов удовлетворительно аппроксимировались экспонентой с периодом полузатухания 12.9 суток. Аппроксимирующая функция имела вид:

$$C_{\Gamma} / C_o = 0.95 e^{-0.0537t},$$
 (2.3.2.1)

где C_{Γ} и C_0 — концентрация радионуклида в гидробионте в моменты времени t и t_0 , принятый за начальный.



Рис. 2.3.2.2. Кинетика выведения ⁶⁵Zn *Idotea baltica* различных по массе размерных групп: 13–20 мг (1); 90–99 мг (2); 120–145 мг (3) (Иванов и др., 1980)

Из экспериментальных наблюдений, аппроксимированных кривой (2.3.2.1), следовало, что животные выводили поступивший пищевым путём 65 Zn с показателем скорости p = 0.0537 сут⁻¹. Это позволило интерпретировать кинетические закономерности поведения радиоцинка в идотеях как результат алиментарного поступления и метаболического выведения радионуклида из обменного фонда цинка в животных. Скорость поступления и метаболического выведения радионуклида в обменный фонд определялась удельными рационом (R) и радиоактивностью пищи

(C_п), а также степенью усвоения элемента из пищи (q), а выведение шло с показателем скорости метаболической реакции первого порядка (р). В дифференциальной форме эта зависимость описана уравнением:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = C_{\Pi}Rq - C_{\Gamma}p.$$
(2.3.2.2)

Решение дифференциального уравнения (2.3.2.2) с начальным условием С_г(0) = 0, соответствующим условиям опыта накопления радионуклида из пищи (рис. 2.3.2.1), получено в следующем виде:

$$C_{\Gamma} = \frac{C_{\Pi} Rq}{p} \left(1 - e^{-pt} \right)$$
(2.3.2.3)

Статистический анализ показал, что аппроксимирующие кривые вида (2.3.2.3) не противоречили результатам эксперимента при q = 0.6. На рис. 2.3.2.1 эти кривые вынесены сплошными линиями. Сравнение расчётных данных с наблюдениями свидетельствовало об адекватности модели (2.3.2.2).

Известно, что консументы могут поглощать не всю захваченную пищу. Наши совместные с В. Н. Ивановым, Т. Г. Усенко и Н. А. Филипповым (Иванов и др., 1979) измерения радиоактивности пищи до кормления идотей, а также сразу после кормления показали, что к Idotea metallica поступало от 69 до 89 % ⁶⁵Zn и ⁵⁴Mn, содержащихся не было в корме. В экспериментах обнаружено зависимости снижения концентрирования микроэлементов идотеями от количества предложенной пищи. Особь идотеи массой 94 мг после 20 ч голодания в течение 1 ч 25 мин. получала последовательно в качестве корма веслоногих ракообразных — понтеллид массой по 2 мг, содержащих радиоактивный цинк. Количество потреблённой радиоактивности в процентах от предложенной составило: 72.5; 75.0; 76.0; 70.0; 69.2. Это было связано с тем, что хитиновые скелеты понтеллид идотеей не поедались. Вследствие того, что часть корма может не поглощаться, а утилизироваться во взвешенное органическое вещество в качестве отходов при трофическом поведении консументов, параметр q выражения (2.3.2.2) в использованном нами методическом подходе определения адекватности модели был оценкой как части поглощённой пищи по отношению к предложенной, так и части радионуклида, усвоенного из пищи.

Во второй серии наблюдений — в опытах с зоопланктонными организмами Индийского океана *Euchirella bella* (Пионтковский и др., 1983) — животные массой по 2.7 мг питались меченными по ⁶⁵Zn одноклеточными водорослями

Peridinium trochoideum плотностью 940 кл·мл⁻¹, или 15 мг·л⁻¹. Радиоактивность клеток составляла 4230 имп.·мин.⁻¹·мг⁻¹ в пересчёте на сырую массу водорослей и в течение 61 ч опыта поддерживалась постоянной. При питании радиоактивной пищей животные накапливали ⁶⁵Zn, но интенсивность накопления с течением времени приближалась к стационарному уровню (рис. 2.3.2.3а).

При переводе *E. bella* через 61 ч опыта на нерадиоактивный корм животные стали терять радиоактивность (рис. 2.3.2.36). Кинетика этого процесса с достаточной степенью точности аппроксимировалась двухэкспоненциальной функцией:

$$C_{\Gamma} / C_o = 0.4e^{-4.150t} + 0.6e^{-0.076t}, \qquad (2.3.2.4)$$

где *t* — время, сут.

По аналогии с интерпретацией опытов с ⁶⁵Zn и идотеями было допущено, что всё множество механизмов, определяющих кинетику обмена ⁶⁵Zn *E. bella*, может быть формально отражено процессом концентрирования цинка двумя фондами, каждый из которых обменивает элемент со скоростями метаболических реакций первого порядка. Изменение концентрации вещества в обменных фондах было описано уравнениями:

$$\frac{dC_1}{dt} = \lambda C_{\Pi} Rq - C_1 p_1;$$

$$\frac{dC_2}{dt} = (1 - \lambda) C_{\Pi} Rq - C_2 p_2,$$
(2.3.2.5)

где C₁, C₂ — концентрация радионуклида в обменных фондах животного (C₁ + C₂ = C_{Γ}); λ — часть потока радионуклида, попадающая в первый обменный фонд.

При постоянных значениях входящих в уравнение (2.3.2.5) параметров изменение концентрации радионуклида в гидробионте описано выражением:

$$C_{\Gamma}(t) = K_{\Pi}C_{\Pi O} + \sum_{i=1}^{n=0} (C_{io} - C_{\Pi O}B_i)e^{-pit}, \qquad (2.3.2.6)$$

где C_{i0} и C_{n0} — концентрация радионуклида в обменных фондах гидробионта и пище в момент t = 0;

*B*₁ и *B*₂ — относительные объёмы обменных фондов гидробионта:

$$B_1 = \frac{\lambda Rq}{p_1};$$
 $B_2 = \frac{(1-\lambda)Rq}{p_2};$ (2.3.2.7)

К_п — предельный или статический коэффициент пищевого накопления радионуклида гидробионтом К_п = *B*₁ + *B*₂.

В выражениях (2.3.2.7) значение λ отражало допущение о пропорциональности потоков радионуклида, поступающих из пищи в обменные фонды гидробионта:

$$\lambda = \frac{B_1 p_1}{B_1 p_1 + B_2 p_2}$$
(2.3.2.8)

Сравнение выражения (2.3.2.6) с (2.3.2.7) показало, что они по смыслу аналогичны, а при $C_{B0} = C_{n0}$ — тождественны. Это позволило применить способ определения B_1 и B_2 при оценке параметров и адекватности моделей по результатам экспериментальных наблюдений. По данным опытов (рис. 2.3.2.3), при q = 1 было определено: $B_1 = 6 \cdot 10^{-3}$, $p_1 = 4.15 \text{ сут}^{-1}$ и $B_2 = 52 \cdot 10^{-3}$, $p_2 = 0.102 \text{ сут}^{-1}$. Результаты расчётов на модели с полученными параметрами проведены на рис. 2.3.2.3 сплошными линиями. Они показали, что модель (2.3.2.5) с достаточной степенью адекватности описывает кинетику обмена ⁶⁵Zn животными при алиментарном поступлении радионуклида.



Рис. 2.3.2.3. Накопление (a) ⁶⁵Zn *Euchirella bella* с пищей и выведение (б) в нерадиоактивную среду после 61 ч экспозиции накопления. C_{Γ} — концентрация ⁶⁵Zn (имп.·мин.⁻¹·мг⁻¹) в животных в текущий момент времени; C_0 — концентрация ⁶⁵Zn (имп.·мин.⁻¹·мг⁻¹) в начальный момент опыта в нерадиоактивной среде (Иванов и др., 1979)

Таким образом, исследования показали, что при постоянстве факторов среды и алиментарного в условиях пути поступления кинетика концентрирования радионуклидов консументами адекватно описывается математическими камерными моделями, отражающими обмен химического вещества одним или двумя фондами в фонды гидробионта. Поступление вещества пропорционально удельной радиоактивности пищи, рациону и степени усвоения радионуклида из пищи, а введение из фондов идёт со скоростями метаболических реакций первого порядка.

Раздел 2.3.3. Концентрация изотопных носителей в пище

параметры В предыдущем параграфе уравнений (2.3.2.2) и (2.3.2.5) определялись при неизменяющейся концентрации изотопного носителя в пище и животных, так как атомы радиоактивного изотопа цинка имели практически нулевую массу. Очевидно, что при использовании этих моделей в условиях изменяющейся концентрации минеральных элементов в пище и гидробионте необходимо исследование зависимостей *p* и q как функций от С_г и С_п. Зависимость изменения показателя скорости обмена р от концентрации изотопного носителя в корме гидробионта изучалась в экспериментах с черноморскими Idotea baltica (Поповичев, Егоров, 1987). Пищей идотеям служила черноморская зелёная водоросль ульва, которая накапливала ¹³⁷Сѕ в течение нескольких суток в среде с природной концентрацией цезия, а также в среде с добавками цезия в 10^2 и 10^4 мкг·л⁻¹. Коэффициенты накопления ¹³⁷Cs ульвой во всех случаях были одинаковыми. Кормом, подготовленным описанным выше способом, питались три группы идотей (со средней массой животных 140 мг). После сугочного кормления идотей, усвоивших с равными рационами различное количество цезия, пересадили в чистую морскую воду. Последующие измерения их радиоактивности показали, что кинетика выведения ¹³⁷Cs, выраженная в относительных единицах, совпадает (см. рис. 2.3.3.1). Идентичные кинетические зависимости выведения ¹³⁷Сs идотеями этих групп наблюдались и в среде с добавками изотопного носителя 10^2 и 10^4 мкг·л⁻¹. Опыту, результаты которого изображены на рис. 2.3.3.1, соответствовало решение уравнений (2.3.2.6) при начальных условиях $C_{n0} = 0$; $C_1(0) = C_{10}; C_2(0) = C_{20}.$ Из (2.3.2.6) видно, что кинетика выведения, выраженная в относительных единицах $C_r(t) / (C_{10} + C_{20})$, определялась только параметрами p_1 и p_2 . Именно поэтому совпадение кинетики выведения ¹³⁷Cs идотеями, накопившими предварительно цезий до различных уровней, показало, что параметры p_1 и p_2 не зависели от изменения концентрации цезия в идотеях.



Рис. 2.3.3.1. Выведение ¹³⁷Cs *Idotea baltica* после суточного предварительного его поглощения из пищи, содержащейся в природной морской воде (1) и в среде с добавками цезия 10² (2) и 10⁴ (3) мкг·л⁻¹ (по данным опытов В. Н. Егорова и В. Н. Поповичева)

Зависимость показателей скоростей обмена (p_1 и p_2) от вида пищи изучалась в экспериментах с В. Н. Ивановым, Т. Г. Усенко и Н. А. Филипповым на идотеях Юго-Западной Атлантики *Idotea metallica* (Иванов и др., 1979). В этих опытах пищей идотеям служили зоопланктонные организмы эукалянусы, понтеллиды и эуфаузииды, меченные по ⁶⁵Zn и ⁵⁴Mn. Идотей кормили указанными видами пищи, измеряли их радиоактивность и помещали в аквариумы с морской водой без радиоактивности, после чего животных периодически прижизненно радиометрировали в бюксах с 1–2 мл воды. После радиометрирования зоопланктёров опять помещали в аквариумы. Результаты экспериментов показали, что выраженная в относительных единицах кинетика выведения ⁶⁵Zn (рис. 2.3.3.2) и ⁵⁴Mn (рис. 2.3.3.3) не зависела ни от вида пищи, ни от размеров животных. Эти данные свидетельствовали, что ⁶⁵Zn и ⁵⁴Mn, усвоенные из разных видов пищи, обмениваются гидробионтами с одинаковыми для каждого из микроэлементов показателями скоростей метаболических реакций.



Рис. 2.3.3.2. Выведение ⁶⁵Zn *Idotea metallica* массой 32 (1), 52 (2), 85 (3) и 100–200 (4) мг после их кормления радиоактивными эукалянусами (а), понтеллидами (б) и эуфаузиидами (в). C_r/C₀ — отношение оставшейся радиоактивности к начальной (Иванов и др., 1979)



Рис. 2.3.3.3. Выведение ⁵⁴Mn *Idotea metallica* массой 32 (1), 52 (2), 65 (3), 85 (4) и 116 (5) мг после их предварительного кормления радиоактивными эукалянусами. C_r/C_0 — отношение оставшейся радиоактивности к начальной (Иванов и др., 1979)
Степень усвоения минеральных элементов из пищи как функция от Св изучалась в экспериментах с ¹³⁷Cs и идотеями. Пищей идотеям служила черноморская зелёная водоросль U. rigida, меченная по ¹³⁷Сs (Поповичев, Егоров, 1987). Водоросли накапливали радиоцезий в двух аквариумах. В первом из них концентрация стабильного цезия в морской воде составляла величину порядка 0.4 мкг · л⁻¹, а во втором — 50 мкг·л⁻¹. После недельной экспозиции коэффициенты накопления ¹³⁷Сs ульвой из разных аквариумов достоверно не различались. Это свидетельствовало о том, что концентрация цезия в ульве из первого и второго аквариумов стала отличаться в таком же соотношении, в каком отличалась концентрация цезия в воде этих же аквариумов, то есть примерно на два порядка. После накопления радиоцезия водоросли были помещены в аквариумы с чистой морской водой. В эти же аквариумы были на три часа помещены группы идотей со средней массой особи 32.6 мг. Предварительно голодавшие идотеи за время трёхчасового питания получили в первом аквариуме рацион, в среднем равный 17.67, а во втором — 17.90 % от массы тела. За это время они минимум по одному разу выбросили фекальные комки. Радиометрические измерения показали, что концентрация ¹³⁷Сѕ в ульве за время кормления животных достоверно не изменилась; идотеи в первом аквариуме усвоили 22.7 %, а во втором — 22.9 % от поглощённой с пищей радиоактивности. В течение трёхчасового питания часть радиоактивности ульвы в качестве «пищевых отходов» возвращалась в воду. Одновременно с ассимиляцией ¹³⁷Cs идотеями из пищи шёл процесс его выведения через поверхностные покровы тела животных и с фекалиями. Выше было показано, что потеря радионуклидов микроэлементов с «пищевыми отходами» идотей при разной интенсивности питания в среднем была одинаковой. Кинетика выведения ¹³⁷Сs не зависела от концентрации цезия в пище животных (рис. 2.3.3.1). В связи с этим факт близкого совпадения величин поглощённой радиоактивности ¹³⁷Cs позволил заключить, что идотеи усвоили равное в процентном отношении количество цезия из пищи. Следовательно, при изменении концентрации цезия в пище более чем на порядок величин относительная эффективность его алиментарного поглощения была постоянной, то есть q не зависело от Сп.

Исследование зависимости между интенсивностью питания животных и показателями скорости обмена ассимилированных из пищи химических веществ выполнено на атлантических планктонных ракообразных (Иванов и др., 1979). Зоопланктонные организмы *Scolecithrix danae* массой по 0.75 мг после 25 ч питания меченными по ⁶⁵Zn одноклеточными водорослями *Peridinium trochoideum* были

распределены в две одинаковые по численности группы. Одна из них была помещена в аквариум с чистой морской водой, другая — в аквариум с фитопланктоном. Через 41 ч экспозиции у животных первого аквариума осталось 82, а у животных второго — 94 % радиоактивности, однако статистически достоверного отличия между оценками получено не было.

В аналогичном опыте с меченными 65 Zn одноклеточными водорослями *Peridinium trochoideum* и копеподами *Undinula vulgaris* у животных после 60 ч пребывания в аквариуме с кормом оказалось 55 % радиоактивности от первоначальной, а в аквариуме без корма — 53 %.

Кинетика выведения радиоцинка, предварительно поглощённого Calanus gracilis $\Pi O^{65}Zn$ зоопланктёрами при питании ИХ меченными фитопланктонными водорослями Gymnodinium lanskaya, показана на рис. 2.3.3.4. Видно, что выведение радиоцинка калянусами в аквариуме с морской водой без корма было несколько большим (рис. 2.3.3.4а), чем в аквариуме с пищей (рис. 2.3.3.4б). В то же время достоверного отличия степени выведения ⁶⁵Zn питающимися и голодающими калянусами, как и в опыте со Scolecithrix danae обнаружено не было. Причиной наблюдаемого недостоверного отличия (рис. 2.3.3.4) являлось, по нашему мнению, повторное поступление ⁶⁵Zn в зоопланктёры вместе с их пищей — одноклеточными водорослями, которые накапливали радионуклид, выводимый калянусами в результате метаболизма. В целом результаты экспериментов со сколецитриксом, ундинулой и калянусом показали, что у питающихся и голодающих животных нет достоверного различия в кинетике выведения радиоцинка. Они свидетельствовали, что показатели скорости обмена ассимилированных из пищи металлов ____ потенциальных неорганических загрязнителей морской среды — не зависят от интенсивности питания зоопланктёров.

Таким образом, исследования пищевого поглощения ⁵⁴Mn, ⁶⁵Zn и ¹³⁷Cs зоопланктоном показали, что параметры p_1 , p_2 и q не зависели от изменения величин R, C_{Π} и C_{Γ} в широких пределах. Это свидетельствовало, что модели (2.3.2.2) и (2.3.2.6) могут использоваться для описания кинетики обмена консументами как радионуклидов, так и их изотопных носителей в условиях изменяющегося воздействия рассмотренных биотических и абиотических факторов среды.



Рис. 2.3.3.4. Кинетика выведения ⁶⁵Zn *Calanus gracilis* в аквариуме с профильтрованной морской водой (а) и в среде с одноклеточными водорослями *Gymnodinium lanskaya* (б); C_r/C_0 — отношение радиоактивности животных в текущий и начальный момент времени (по данным опытов В. Н. Егорова и В. Н. Иванова)

Раздел 2.3.4. Соматический и генеративный рост

В течение жизненного цикла масса особей консументов возрастает, а при достижении половой зрелости они синтезируют половые продукты. В результате этих продукционных процессов удельная биомасса гидробионтов в среде изменяется, и уравнения (2.3.2.2) и (2.3.2.5) должны учитывать кинетические закономерности минерального обмена с учётом факторов роста гидробионтов. Воспользуемся соотношением (2.3.2.2) для вывода уравнения, отражающего кинетику обмена радионуклидов в процессе проецирования органического вещества гидробионтами. В уравнении (2.3.2.2) величина С_г равна:

$$C_r = A_r / m_r,$$
 (2.3.2.9)

где A_r — количество радионуклида или изотопного носителя в гидробионте;

m_г — биомасса особи гидробионта.

При m_r = const выражению (2.3.2.2) эквивалентно равенство:

$$\frac{dA_r}{dt} = C_{\Pi} Rqm_r - A_r P. \qquad (2.3.2.10)$$

Если гидробионт растёт, то m_r является переменной величиной. Подставив в (2.3.2.10) вместо A_r его значение $A_r = C_r m_r$ и продифференцировав уравнение (2.3.2.10) по переменным C_r и m_r , получим выражение, описывающее кинетику обмена радионуклида или изотопного носителя растущим гидробионтом:

$$m_r \frac{dC_{\Gamma}}{dt} + C_{\Gamma} \frac{dm_r}{dt} = C_{\Pi} R q m_r - C_{\Gamma} m_r p. \qquad (2.3.2.11)$$

Из уравнения (2.3.2.10) видно, что чем выше удельная продукция особей гидробионта, тем ниже стационарный уровень величины С_г. Сравнение выражений (2.3.2.2) и (2.3.2.11) показало, что во втором из них дополнительно имеется член, численно равный удельной продукции. Он отражает кинетический механизм снижения концентрации химического элемента при продуцировании гидробионтом органического вещества вследствие возникновения в процессе роста незаполненных обменных фондов этого элемента.

Очевидно следующее: проделав подобные преобразования с выражением (2.3.2.5), можно получить уравнение, отражающее кинетические закономерности минерального обмена гидробионтов в случае применения двухфондовой модели:

$$\frac{dC_1}{dt} = \lambda C_{\Pi} Rq - \left(p_1 + \frac{1}{m_r} \frac{dm_r}{dt} \right) C_1;$$

$$\frac{dC_2}{dt} = (1 - \lambda) C_{\Pi} Rq - \left(p_2 + \frac{1}{m_r} \frac{dm_r}{dt} \right) C_2. \qquad (2.3.2.12)$$

Известно, что скорость роста гидробионта определяется разностью между ассимилированной пищей и тратами на дыхание (Заика, 1972). С учётом этого обстоятельства можно записать:

$$\frac{dm_r}{dt} = m_r R (A_{II} - A_D).$$
(2.3.2.13)

где Ап — ассимилированная часть рациона;

А_D — часть рациона, затраченная на дыхание гидробионта.

Часть рациона, усвоенная на рост, которая обозначена нами через q_п, равна:

$$q_{\Pi} = A_{\Pi} - A_{D}. \tag{2.3.2.14}$$

Подставим значение dm_г/dt (2.3.2.13) в (2.3.2.11) с учётом (2.3.2.14) и получим:

$$\frac{dC_{\rm r}}{dt} = R(C_{\rm n}q - C_{\rm r}q_{\rm n}) - C_{\rm r}p. \qquad (2.3.2.15)$$

Из уравнения (2.3.2.15) видно, что в зависимости от знака разности ($C_nq - C_rq_n$) пищевое поглощение химического вещества или его радионуклида может приводить как к повышению, так и к снижению его концентрации в гидробионте. При равной степени усвоения вещества и пищи на рост в целом ($q = q_n$) его концентрация в гидробионте будет снижаться, если $C_n < C_r$, а значит, в отношении контаминантов можно отметить, что менее загрязнённая, чем гидробионт, пища будет приводить к очистке консумента от химического загрязнителя среды. Если кинетика минерального обмена консумента описывается двухкамерной моделью, то из выражения (2.3.2.13) получим:

$$\frac{dC_1}{dt} = \lambda R (C_{\Pi} q - C_1 q_{\Pi}) - p_1 C_1;$$

$$\frac{dC_2}{dt} = (1 - \lambda) R (C_{\Pi} q - C_2 q_{\Pi}) - p_2 C_2.$$
 (2.3.2.16)

Таким образом, развитие камерной теории применительно к описанию минерального обмена в условиях продуцирования гидробионтами органического вещества показало, что при алиментарном поглощении неорганических веществ или их радионуклидов кинетика их обмена растущими гидробионтами описывается одно- и двухкамерными моделями. Каждая из камер соответствует обменному фонду. Поступление неорганического вещества или его радионуклида в фонды пропорционально рациону или концентрации этого вещества в корме, усвояемости рациона и эффективности усвоения элемента из пищи. Выведение из обменных фондов определяется показателями скоростей метаболических реакций первого порядка.

Необходимо отметить, что в гидробиологии под продукцией понимаются все виды синтеза органического вещества гидробионтами (Заика, 1972). Соматическим считается белковый рост, связанный с увеличением собственной массы тела животных, а также рост энергетических, главным образом жировых, резервов (Шульман, 1972). Под генеративным ростом понимается биосинтез генеративных тканей — икры, гонад и яиц. Кроме того, в процессе жизнедеятельности консументы выделяют в среду органические продукты метаболизма — экзоскелеты и экзувии. Вклад отдельных составляющих роста в продукцию для разных таксономических групп животных различен. Например, рост морских копепод (Сажина, 1980) осуществляется дискретно, переходом из науплиальных стадий в копеподитные. Каждая стадия завершается линькой, и непосредственное увеличение массы тела происходит в моменты времени, когда животные находятся без хитиновых покровов. Взрослые копеподы, как правило, не имеют соматического роста и продуцируют только генеративные ткани. В свете вышеизложенного необходимо учитывать, что модель (2.3.2.16) отражает лишь интегральное воздействие процессов роста на кинетические закономерности минерального обмена гидробионтов, позволяя рассчитывать баланс радионуклидов и их изотопных носителей в экосистемах при продуцировании органического вещества.

Раздел 2.4. Обобщённые характеристики полуэмпирической теории

Раздел 2.4.1. Совместное парентеральное и алиментарное поглощение химических веществ гидробионтами

До сих пор закономерности поглощения химических и радиоактивных веществ живыми и косными компонентами экосистем непосредственно из водной среды и из пищи рассматривались отдельно. Если для косного вещества и продуцентов поглощение через сорбирующие поверхности и внешние покровы является единственным путём минерального взаимодействия и питания, то консументы потребляют радионуклиды и их изотопные и неизотопные носители также и из пищи. Редуценты могут поглощать химические элементы метаболически через клеточные мембраны из воды и сорбционно при минерализации органических веществ и химических соединений.

Так как процессы парентерального и алиментарного путей поглощения минеральных элементов протекают одновременно, в любой момент времени, очевидно, справедливо равенство $C_r = C_{np} + C_{an}$ где C_r — концентрация минерального элемента (радионуклида) в гидробионте, установившаяся в результате поглощения из водной среды (C_{np}) и из пищи (C_{an}). Применительно к однокамерным моделям, отражающим процессы концентрирования элемента одним обменным фондом парентерально и алиментарно, можно записать:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_B}{K_m + C_B} + C_{\Gamma} Rq - C_{np} p_{np} - C_{an} p_{an}.$$
(2.4.1.1)

где *p_{np}* и *p_{an}* — показатели скорости обмена элемента, поступившего из водной среды и с пищей соответственно.

При независимости параметров *p_{np}*, *p_{an}* и q уравнения (2.4.1.1) от C_в и C_п это выражение, очевидно, применимо для описания кинетики обмена гидробионтом как радиоактивных веществ, так и их стабильных аналогов.

В условиях опытов, предназначенных для изучения интенсивности выведения минеральных элементов из гидробионтов методом меченых атомов, при $C_B(0) = 0$; $C_n(0) = C_{n0}$; $C_{np}(0) = C_{np0}$; $C_{an}(0) = C_{an0}$ решение уравнения (2.4.1.1) имеет вид:

$$C_{\Gamma}(t) = C_{npo} e^{-p_{np}t} + C_{ano} e^{-p_{an}t}.$$
 (2.4.1.2)

Из этого соотношения видно, что при $p_{nn} = p_{an}$ кинетика процесса выведения описывается одной экспонентой. Отсюда следует, что в тех случаях, когда неорганическое вещество, поступающее из водной среды и из пищи, обменивается одинаково, кинетика выведения его радиоактивной метки должна совпадать. Если элемент входит в несколько обменных фондов гидробионтов, то данные по выведению, отложенные на графике с логарифмическим масштабом по оси ординат, будут описываться зависимостью вида (2.1.2.1). Если при парентеральном и алиментарном путях поступления показатели скоростей обмена элемента фондами гидробионта равны, то зависимости, отражающие кинетику выведения его радионуклида из обменных фондов, могут, очевидно, как совпадать, так и отличаться между собой. Кривые будут совпадать при идентичных начальных условиях относительной заполненности фондов в момент переведения животных на нерадиоактивный корм или в среду без радиоактивной метки. При отличающихся начальных условиях относительной заполненности обменных фондов кинетика выведения радионуклидов, поступивших из пищи и из водной среды, совпадать не будет. Если зависимости (2.1.2.1) и (2.4.1.2), отражающие кинетику выведения в конечной фазе опыта, имеют параллельные прямолинейные участки, можно заключить, что *p_{np}* и *p_{an}* для медленно обменивающихся фондов совпадают. В случае если параллельность линейных участков кривых выведения радионуклида на графике устанавливается в совпадающие моменты времени, в качестве приближённой оценки можно принять гипотезу, что $p_{np} = p_{ax}$ и для быстро обменивающихся фондов. Более точное сравнение показателей скоростей обмена фондов требует вычленения экспоненциальных параметров по данным эмпирических наблюдений, отражающих кинетику выведения радионуклидов как при парентеральном, так и при алиментарном пути их поступления в гидробионт.

Наблюдения показали, что кинетика выведения радионуклидов, поступивших в гидробионт из пищи и из водной среды, может как совпадать, так и отличаться. Установлено, что выведение ⁶⁵Zn ракообразными *Eucalanus elongatus*, поступившего алиментарно и парентерально, практически совпадало (рис. 2.4.1.1а), а кинетика выведения ⁵⁴Mn (рис. 2.4.1.1б) отличалась (Иванов и др., 1979). В опытах с ⁶⁵Zn и идотеями (Егоров, Иванов, 1981) получено, что период полувыведения радионуклида, поступившего парентерально в фонд с меньшей скоростью обмена, составлял 9 суток (рис. 2.2.3.4). При изучении пищевого пути поступления минеральных элементов (Иванов, Егоров, Шевченко, 1980) было определено, что период полувыведения ⁶⁵Zn из фонда идотей с меньшей скоростью обмена составлял величину того же порядка — 12.9 суток (рис. 2.3.2.2).

Результаты экспериментов, в которых одновременно изучалось выведение ⁶⁵Zn идотеями после предварительного его парентерального и алиментарного поглощения (Иванов и др., 1986), иллюстрируются рис. 2.4.1.2. Графическое вычленение экспонент по данным этих наблюдений показало, что в обоих случаях период полувыведения радиоактивного цинка из фонда с быстрым обменом составлял 0.7 сут, а из фонда с медленным обменом — 14.8 сут. Эти данные свидетельствовали о том, что как при парентеральном, так и при алиментарном поглощении ⁶⁵Zn идотеями показатели скорости обмена в соответствующих обменных фондах цинка в животных совпадали.

Есть основания полагать, что отличия в кинетике выведения определяются различием физико-химических форм радионуклидов минеральных элементов.

Установлено, что ⁶⁰Со, накопленный гидробионтами из водной среды, выводится с большей интенсивностью, чем ⁵⁸Со, ассимилированный в виде кобаламина из пищи (Nakamura et al., 1982). Различия кинетики обмена гидробионтами разных физико-химических форм элементов, очевидно, вполне естественны. Одни и те же элементы могут быть составной частью неорганических веществ различной биологической значимости — от лимитирующих продукцию химических субстратов до высокотоксичных загрязнителей среды. Воздействие таких веществ на гидробионты и их метаболизм может в корне отличаться.

В дальнейшем рассматривались только те случаи, когда минеральные элементы и различные формы и химические соединения, в которые они входят, включаются в метаболизм гидробионтами одинаково. При этом гидробионт «не отличал» элементы, поступившие с пищей и непосредственно из водной среды, и обменивал их с одинаковыми показателями скоростей $p_{np} = p_{an} = p$. В этом случае из (2.4.1.1) следует:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_B}{K_m + C_B} + C_{\Gamma} Rq - C_{\Gamma} p. \qquad (2.4.1.3)$$



Рис. 2.4.1.1. Выведение ⁶⁵Zn (а) и ⁵⁴Mn (б) *Eucalunus elongatus*, полученного с пищей (1) и накопленного из воды (2); C_r/C₀ — отношение оставшейся радиоактивности к начальной (Иванов и др., 1979; Егоров и др., 1980)



Рис. 2.4.1.2. Кинетика выведения ⁶⁵Zn *Idotea baltica* после поглощения радиоцинка из пищи (1) и из воды (2). Экспозиция предварительного поглощения ⁶⁵Zn из пищи составляла 10 суток, а из воды — 3 суток. С_г/С₀ — отношение оставшейся радиоактивности к начальной (Иванов и др., 1979; Егоров и др., 1980)

Если гидробионт растёт и накапливает минеральные элементы как в обменных, так и в необменных фондах, с учётом (3.19) можно записать:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_B}{K_m + C_B} + C_B r_{\mu\delta} \left(P_{\Gamma} / B_{\Gamma} \right) + C_n Rq - \sum_{i=1}^n C_i p_i - C_{\Gamma} \left(P_{\Gamma} / B_{\Gamma} \right).$$
(2.4.1.4)

где C_i — концентрация минерального элемента (радионуклида) в *i*-м обменном фонде гидробионта C_r = $\sum C_i - C_{H6}$;

Рг/Вг — удельная продукция гидробионта;

*p*_{*i*} — константы скоростей обмена фондов;

r_{нб} — показатель скорости поступления элемента или радионуклида в необменный фонд.

Первый член правой части выражения (2.4.1.4) описывает кинетику парентерального поступления элемента или радионуклида в обменные фонды согласно уравнению Михаэлиса — Ментен, второй член отражает заполнение необменных фондов в процессе роста, а третий — поступление элемента с пищей. Четвёртый член описывает кинетику выведения неорганических веществ из обменных фондов гидробионта, а пятый отражает динамическое состояние относительной незаполненности обменных фондов, возникающее в процессе роста гидробионта.

Таким образом, при одновременном поглощении илентичных форм минеральных элементов или их радионуклидов из пищи и непосредственно из водной среды кинетические закономерности обмена этих элементов гидробионтом могут интерпретироваться как результат взаимодействия элементов, содержащихся в воде и пище, с обменными и необменными фондами гидробионта. Парентеральное поглощение минеральных элементов осуществляется в соответствии с уравнением Михаэлиса — Ментен, а алиментарное — пропорционально рациону, концентрации этих элементов в пище и эффективности их усвоения из корма. Выведение минеральных элементов или их радионуклидов из обменных фондов гидробионтов осуществляется в соответствии со скоростями метаболических реакций первого порядка.

Раздел 2.4.2. Массообмен в открытых системах

При описании кинетики взаимодействия минеральных элементов и их радионуклидов гидробионтами в реальных условиях функционирования морских экосистем необходимо учитывать и перенос этих элементов с водой, а также с гидробионтами между акваториями или слоями вод в пространственно-временных масштабах протекания изучаемых процессов. В открытых системах осреднённая концентрация элемента в гидробионтах анализируемого объёма воды может изменяться не только за счёт взаимодействия с химическими или радиоактивными компонентами среды, но и в результате элиминации части его биомассы из этого объёма и поступления в него гидробионтов из водных масс. При учёте только процессов миграции гидробионтов в заданный объём воды и элиминации части их биомассы из объёма балансовое равенство содержания элемента или его радионуклида в гидробионтах можно записать в следующем виде:

$$\frac{dA_{\Gamma}}{dt} = p_m A_m - p_{_{\mathfrak{I}\mathfrak{I}}} A_{\Gamma,}$$
(2.4.2.1)

где A_г и A_m — содержание элемента в биомассе гидробионтов из анализируемого объёма воды и из смежной акватории;

pm и p_{эл} — показатели скоростей биомиграции и элиминации соответственно.

Подставим в выражение (2.4.2.1) вместо A_r и A_m их значения $A_r = B_r \cdot C_r$ и $A_m = B_m \cdot C_m$, где B_r , C_r и B_m , C_m — биомасса и концентрация элемента (радионуклида) в биомассе из анализируемой и смежной с ней акватории соответственно. Продифференцировав уравнение (2.4.2.1) по переменным B_r и C_r , получим:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{B_m}{B_{\Gamma}} C_m p_m - C_{\Gamma} p_{_{3N}} - \frac{C_{\Gamma}}{B_{\Gamma}} \frac{dB_{\Gamma}}{dt}.$$
(2.4.2.2)

Если удельная биомасса гидробионтов анализируемого объёма воды определяется только процессами миграции и элиминации, то можно записать:

$$\frac{dB_{\Gamma}}{dt} = B_m p_m - B_{\Gamma} p_{\mathfrak{M}}.$$
(2.4.2.3)

Подставим значение dB_г/dt из (2.4.2.3) в выражение (2.4.2.2) и получим

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = p_{\sigma} \left(C_m - C_{\Gamma} \right), \tag{2.4.2.4}$$

где $p_6 = B_m p_m / B_r$ — показатель скорости массообмена гидробионтов в открытой системе.

Таким образом, изменение осреднённой концентрации элемента или его радионуклида в гидробионтах акваторий, обменивающихся морскими организмами со смежными водами, определяется интенсивностью массообмена этих акваторий по живому веществу и разностью концентраций элемента в мигрирующих гидробионтах. Из соотношения (2.4.2.4) видно, что концентрация элемента в гидробионтах от скорости элиминации биомассы из анализируемой акватории не зависит. По аналогии с (2.4.2.1) легко заметить: при наличии водообмена исследуемого объёма с внешней средой балансовое равенство содержания элемента в воде из этого объёма можно записать в следующем виде:

$$\frac{dA_{B}}{dt} = \Delta A_{Bm} - A_{B}p_{B},$$

(2.4.2.5)

где A_в — содержание элемента (радионуклида) в анализируемом объёме воды;

ΔА_{вт} — скорость поступления элемента в результате водообмена;

p_в — показатель скорости водообмена.

В выражении (2.4.2.5) $\Delta A_{Bm} = C_{Bm} \cdot \Delta m_B$ и $A_B = C_B \cdot m_B$, где C_B — концентрация элемента в воде анализируемого объёма массой m_B , а C_{Bm} — концентрация элемента в воде массой Δm_B , поступающей в анализируемый слой в результате водообмена.

Подставив значения ΔA_{Bm} и A_B в выражение (2.4.2.5) и приняв в расчёт то обстоятельство, что m_B = const, получим:

$$\frac{dC_B}{dt} = \frac{\Delta m_B}{m_B} C_{Bm} - C_B p_B.$$
(2.4.2.6)

В (2.4.2.6) отношение Δm_в/m_в численно равно показателю скорости водообмена р_в заданного объёма воды со смежными акваториями, поэтому окончательно получим:

$$\frac{dC_B}{dt} = p_B(C_{Bm} - C_B). \tag{24.2.7}$$

Из (2.4.2.4) и (2.4.2.7) видно, что соотношения, отражающие изменение концентрации минеральных элементов или их радионуклидов в гидробионтах и воде в результате миграции и водообмена, по смыслу аналогичны. Из них следует, что скорость изменения концентрации элемента в компонентах экосистем в результате массопереноса определяется показателем скорости массопереноса и разностью концентраций элемента в мигрирующих компонентах. В зависимости от знака разности в выражениях (2.4.2.4) и (2.4.2.7) массоперенос может как повышать, так и понижать концентрации элементов и их радионуклидов в гидробионте или водной среде.

Раздел 2.4.3. Балансовые равенства обобщённой модели

В природных условиях биотические и абиотические факторы совместно воздействуют на процессы концентрирования и обмена радиоактивных и химических веществ гидробионтами. Химические компоненты могут поглощаться гидробионтами как непосредственно из водной среды, так и с пищей. Одновременно возможен массообмен любого рассматриваемого объёма вод, обеспечиваемый переносом и миграцией гидробионтов и водообменом со смежными акваториями. Для описания кинетики взаимодействия химических компонентов среды с живым и косным веществом в природных водах необходимо использовать балансовые равенства, соответствующие открытым системам радиоактивное или химическое вещество в морской среде — гидробионт.

С учётом сорбционного, парентерального и алиментарного путей взаимодействий живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды, а также с учётом массопереноса уравнение радиоизотопного и минерального баланса в открытых системах имеет вид:

$$\frac{dC_{\rm r}}{dt} = \frac{V_{\rm m}C_{\rm B}}{K_{\rm m} + C_{\rm B}}C_{\rm B}r_{\rm H6}(P/B_{\rm r}) + C_{\rm m}Rq + \frac{B_{\rm m}}{B_{\rm r}}p_{\rm m}(C_{\rm m} - C_{\rm r}) - \sum_{i=1}^{n}C_{\rm i}p_{\rm i} - C_{\rm r}(P/B_{\rm r}) . \quad (2.4.3.1)$$

Первый член правой части выражения (2.4.3.1) отражает поступление вещества в обменные фонды гидробионта непосредственно из водной среды, второй определяет его поступление в необменные фонды только в процессе роста. Третий член правой части описывает пищевое поглощение вещества, а четвёртый — поступление вещества из смежных акваторий в результате миграции и переноса гидробионтов. Первый член правой части с отрицательным знаком отражает процессы выведения химического компонента из обменных фондов гидробионта, а второй — относительное снижение концентрации компонента в гидробионтах за счёт возникновения новых обменных фондов.

Изменение концентрации вещества в водной среде в результате взаимодействия с гидробионтом по отношению к открытой системе описывается выражением:

$$\frac{dC_{_{B}}}{dt} = \frac{B_{_{r}}}{m_{_{B}}} \left[\sum_{i=1}^{n} C_{_{i}} p_{_{i}} - C_{_{B}} \left(\frac{V_{_{m}}}{K_{_{m}} + C_{_{B}}} + r_{_{H5}} \frac{P}{B_{_{r}}} \right) \right] + p_{_{B}} (C_{_{BM}} - C_{_{B}}) + \Delta C$$
, (2.4.3.2)

где B_г — биомасса гидробионта в анализируемом объёме воды массой m_в;

p_в — показатель скорости водообмена рассматриваемого объёма воды со смежными акваториями;

Свт — концентрация вещества в воде смежных акваторий;

ΔС — скорость поступления вещества из внешней среды.

Первый член правой части уравнения (2.4.3.2) равен скорости поступления химического компонента, выводимого в воду из обменных фондов гидробионта; второй член (в скобках) описывает кинетику процессов поглощения вещества обменным и необменным фондами гидробионта. Третий член отражает изменение концентрации вещества в результате водообмена акватории, а четвёртый характеризует поступление из внешних источников, например антропогенного происхождения.

Выше была показана в однофакторных экспериментах адекватность соотношений, отражающих кинетические характеристики воздействия каждого из указанных механизмов поступления и выведения веществ гидробионтами. Она была доказана сравнением результатов моделирования и наблюдений, где параметры моделей определяли по данным опытов, в основном независимых от тех, которые использовались для установления адекватности моделей. Именно поэтому можно заключить, что уравнения (2.4.3.1) и (2.4.3.2) реализуют эмпирическую модель, отражающую кинетику обмена химического элемента или его радионуклида с учётом парентерального и алиментарного их поглощения гидробионтом. Они также описывают

влияние продукционных процессов и массообмена живого вещества и вод между акваториями на кинетические характеристики взаимодействия гидробионтов с радиоактивными и химическими веществами морской среды.

Раздел 2.4.4. Область применения обобщённой модели

Как уже указывалось, при решении динамических задач радиохемоэкологии методами теории «сложных» геосистем (Поликарпов, Егоров, 1986) эмпирические блоки полуэмпирических моделей должны отражать кинетические закономерности взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды при воздействии биотических и абиотических факторов. Перечень входящих в рассмотрение факторов должен определяться конкретной постановкой задачи, пространственно-временным масштабом исследования, а также точностью и сглаженностью по частоте прогнозируемых параметров.

Набор параметров, оптимальный задаче, установить заранее обычно не удаётся (Беляев, 1978). Сложившаяся практика решения динамических задач — это двухэтапное его определение. На первом этапе, при постановке задачи, априори устанавливается набор переменных, обуславливающих взаимодействие факторов. На втором этапе, при изучении динамических характеристик модели и проверке её адекватности, определяется значимость переменных. При этом часто возникает как возможность исключения из рассмотрения некоторого количества переменных из-за их малой значимости, так и необходимость принятия в расчёт новых факторов. В связи с этим может потребоваться не только учёт новых параметров, но и детализация характеристик воздействия факторов, уже входивших в рассмотрение. Указанные особенности системного подхода к изучению динамики взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды требуют, чтобы переменные эмпирических моделей, отражающие воздействия различных факторов, были независимы, а структура моделей допускала модификацию и развитие.

В обобщённой эмпирической модели вида (2.4.3.1) и (2.4.3.2) кинетика процессов обмена интерпретирована как результат поглощения и выведения веществ обменными фондами гидробионта. Базой для такой интерпретации явилась теория камерных моделей (Sheppard, Housholder, 1951), а эмпирической основой для определения её структуры и обменных параметров послужила экспоненциальная аппроксимация кинетических характеристик накопления и выведения химических

элементов и их радионуклидов гидробионтами. В данной модели также было использовано допущение о возможности зарождения и заполнения фондов вещества в процессе роста гидробионта. В силу этого суммарный поток вещества в гидробионт можно дифференцировать на обменные и необменные потоки. Между тем методы интерпретации наблюдений, определяющие структуру модели, не дают оснований для отождествления камер, а следовательно, и обменных и необменного фондов, с какими-либо территориально разобщёнными органами или тканями животных.

Следует отметить, что балансовые равенства (2.4.3.1) и (2.4.3.2), заданные набором эмпирических параметров, могут применяться по отношению как к химическим элементам, так и к их радионуклидам. Это обусловлено тем, что, кроме трития (³H), изотопный эффект не оказывает существенного влияния на кинетические характеристики обмена химических элементов гидробионтами. В разделе 2.1.3 главы 2 показано, что зависимость скорости поглощения гидробионтами субстратов различной биологической значимости описывается уравнением Михаэлиса — Ментен, которое идентично уравнению Ленгмюра. Первое из них получено при изучении метаболических процессов, а второе — сорбционных. В. И. Беляев (Беляев, 1964) методом лагранжевых меток исследовал взаимодействие облаков в метеорологии, а также кинетику обмена радионуклидов гидробионтами. Он получил уравнения изотопного обмена, решения которых при одинаковых начальных условиях совпадают с решениями уравнений, реализующих камерные модели. Следовательно, процессы перемешивания частиц с не отличающимися в этой системе физико-химическими свойствами описываются математическими моделями, параметры которых отражают метаболические реакции первого порядка. Указанные исследования исключают связывать параметры модели с каким-либо основания одним механизмом, ответственным за парентеральное поглощение веществ гидробионтами. По-видимому, они отражают совокупное воздействие физических, химических и биологических факторов.

Напомним, что универсальность применения уравнения Михаэлиса — Ментен заключается в том, что оно позволяет описать кинетику поглощения в результате различных механизмов взаимодействий во всём диапазоне изменения содержания в среде веществ различной биологической значимости. Если задача моделирования решается в диапазоне микроконцентраций вещества в среде при $C_B \ll K_m$, то при $r_{H6} = 0$ решение уравнения (2.4.3.1) по отношению к продуцентам удобно анализировать в виде зависимости изменения коэффициента накопления вещества гидробионтом $K_{\rm H}(t)$

во времени. При этом нет необходимости определять C_B из наблюдений, так как $K_H(t)$ от C_B не зависит. Когда задача решается по отношению к радиоактивному загрязнителю среды в условиях значительного изменения концентрации его стабильного аналога в воде, уравнения (2.4.3.1) и (2.4.3.2) необходимо рассматривать одновременно как для радионуклида, так и для изотопного носителя. Это связано с тем, что при одинаковых значениях параметров начальные условия уравнений (2.4.3.1) и (2.4.3.2), рассматриваемых применительно к химическому элементу и его радионуклиду, могут не совпадать.

При несовпадении наборов начальных условий могут возникать ситуации, когда одновременно с накоплением гидробионтом радионуклида может наблюдаться выведение из него соответствующего стабильного изотопного носителя. Когда в морской среде вместе с анализируемым элементом присутствует и элемент — его химический аналог, в уравнениях (2.4.3.1) и (2.4.3.2) вместо С_в указывается величина а_хС_в. Если в результате метаболизма вещество выводится из гидробионта в физикохимических формах, отличающихся от начальных, в уравнениях вида (2.4.3.1) и (2.4.3.2) необходимо использовать параметры, учитывающие биотрансформацию вещества. В качестве гидробионтов в обобщённой эмпирической модели могут рассматриваться отдельные особи морских организмов или группы животных с примерно одинаковой массой, а также животные одного трофического уровня или продукты их жизнедеятельности. Если гидробионту свойственны не все механизмы взаимодействия с веществом, отражаемые уравнениями (2.4.3.1) и (2.4.3.2), влияние отдельных процессов поглощения или выведения может быть исключено за счёт присвоения нулевых значений соответствующим параметрам этих уравнений. Остальные параметры модели могут задаваться ненулевыми константами или функциями. Когда по условиям задачи размерные характеристики гидробионтов не осреднены по отношению ко всем возрастным группам животных, параметры модели определяются степенной функцией от размерных характеристик гидробионтов. В этом случае по отношению к консументам необходимо учитывать и зависимость удельного рациона *R* от физиологических размерно-массовых характеристик.

Описанные выше закономерности свидетельствуют о том, что скорость поглощения химических или радиоактивных веществ гидробионтами в общем случае определяется концентрацией вещества и его химических аналогов в среде, размерномассовыми характеристиками, а также условиями их питания и роста. Скорость их выведения зависит от уровня его накопления в обменных фондах гидробионта и от его

метаболической активности в отношении ланного вещества. В лиапазоне микроконцентраций вещества в среде процессы его поглощения идут в соответствии со скоростями метаболических реакций первого порядка. В области макроконцентраций порядок метаболических реакций изменяется на нулевой. Выведение из гидробионта не зависит от содержания вещества в среде и во всём в соответствии его концентраций илёт лиапазоне изменения со скоростью метаболических реакций первого порядка. Следует отметить, что эти закономерности распространяются на взаимодействие гидробионтов с химическими веществами разной биологической значимости — от лимитирующих процессы роста биогенных элементов до химических токсикантов. Между тем при использовании уравнений (2.4.3.1) и (2.4.3.2) для решения продукционных задач следует, по-видимому, ожидать, что параметры модели p_i и q будут в определённой степени зависеть от физиологического состояния животных, рациона и энергетического эквивалента пищи.

Заметим также, что обобщённая эмпирическая модель предназначена в основном для экологических исследований; её параметры отражают кинетические закономерности взаимодействия химических веществ морской среды с гидробионтами в масштабе времени протекания сорбционных и метаболических процессов. Параметры обобщённой эмпирической модели независимы, и структура модели допускает её модификацию развитие за счёт детализации рассмотрения характеристик И взаимодействия и учёта новых факторов. Именно поэтому уравнения (2.4.3.1) и (2.4.3.2) удовлетворяют требованиям, предъявляемым к полуэмпирическим моделям, исследуемым при системном подходе в решении задач взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическим компонентами морской среды, в первую очередь для прогнозирования и оценки её самоочищающей способности в отношении загрязняющих веществ.

ГЛАВА 3

ТЕОРИЯ РАДИОИЗОТОПНОГО И МИНЕРАЛЬНОГО ГОМЕОСТАЗА МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

Раздел 3.1. Динамические характеристики систем взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды

В природных условиях процессы взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды протекают пространственно-временных масштабах. Они. на различных как правило. не стационарны, и их реализация обусловлена биотическими и абиотическими механизмами функционирования экосистем в условиях воздействия природных и антропогенных трендов от суточного хода до синоптических, сезонных, годовых и климатических изменений. Именно поэтому для познания этих закономерностей требуется исследование динамических режимов формирования их вещественного, энергетического, минерального и радиоизотопного баланса. Как уже указывалось (Беляев, 1978), одним из наиболее перспективных методических подходов к решению таких залач является использование математических моделей для изучения функционирования природных морских экосистем. Их динамические характеристики могут исследоваться посредством анализа численных экспериментов на теоретических математических моделях, а также на полуэмпирических моделях отдельных регионов или акваторий.

Раздел 3.1.1. Модель экосистемы фотического слоя

К основным биогеохимическим механизмам взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды относятся: первичная продуктивность вод и её лимитирование биогенными элементами; сорбционная и концентрирующая способность гидробионтов и косного вещества в отношении химических вешеств различной биологической значимости: метаболические И трофические взаимодействия в экосистеме. а также седиментационные процессы, определяющие вертикальный перенос и депонирование консервативных химических субстратов в донных отложениях. Очевидно, что влияние отмеченных выше биогеохимических механизмов взаимодействий в наибольшей мере характерно для экосистем фотического слоя морской среды. В настоящем разделе представлены результаты изучения динамических закономерностей взаимодействия

экосистемы фотического слоя с радиоактивными и химическими веществами на основе численного анализа её теоретической модели (Поликарпов, Егоров, 1986). Задача на примере взаимодействия поступающего на поверхность рассмотрена вол загрязнителя с шестикомпонентной экосистемой фотического слоя (рис. 3.1.1.), первичная продукция которой лимитирована фосфатами (РО₄) и фотосинтетически активной радиацией (далее — ФАР) при условиях, что скорость седиментации взвесей (далее — ВОВ) определяется их размерной фракцией. Трофические и химические взаимодействия между компонентами экосистемы в каждом из десяти выделенных блоков связаны коммуникациями, указанными стрелками на структурной схеме распространялись (рис. 3.1.1.1). Фосфаты между слоями с интенсивностью перемешивания вод, которая также определяла вертикальный перенос бактерий и растворённого органического вещества (далее — РОВ). РОВ и ВОВ были подвержены небиологическому растворению (лизису), зоопланктон мигрировать а МОГ между слоями вод с заданной интенсивностью. Фитопланктон мог распространяться пропорционально интенсивности перемешивания вод или, как и зоопланктон, мигрировать вертикально.



Рис. 3.1.1.1 Структура модели взаимодействия экосистемы фотического слоя с неорганическими загрязнителями морской среды (Поликарпов, Егоров, 1986)

Динамика потоков биогенных элементов, а также радионуклидов описана отдельно для каждой из трофических групп при допущениях, что гидробионты имеют по одному обменному фонду загрязнителя и лимитирующего субстрата, необменные фонды поглощения этих веществ отсутствуют, а неусвоенный зоопланктоном из пищи химический субстрат или загрязнитель поступает в ВОВ.

Уравнения баланса по биогенному элементу и по веществу применительно к *i*му слою имели следующий вид.

Фитопланктон:

$$\frac{dB_{1}}{dt} = P_{1} - B_{1} \left(a_{10} + a_{13} + a_{14} + a_{15} + a_{16} \right) + d_{i-1} B_{1i-1} + d_{i+1} B_{1i+1} - 2d_{i} B_{1}; \quad (3.1.1.1)$$

$$\frac{dC_{1}}{dt} = \frac{V_{m1}C_{B}}{K_{m1} + C_{B}} - \left(p_{1} + P_{1} / B_{1} \right) C_{1} + d_{i-1} \frac{B_{1i-1}}{B_{1}} \left(C_{1i-1} - C_{1} \right) + d_{i+1} \frac{B_{1i-1}}{B_{1}} \left(C_{1i-1} - C_{1} \right),$$

где B₁, P₁ и C₁ — соответственно биомасса, первичная продукция и концентрация лимитирующего элемента в фитопланктоне;

a₁₀ — показатель скорости минерализации за счёт дыхания продуцентов;

 а₁₃ и а₁₄ — показатели скоростей трофического поглощения фитопланктона мелкими и крупными формами зоопланктона;

 а₁₅ и а₁₆ — показатели скорости прижизненного выделения РОВ и смертности фитопланктона;

d с индексами — показатели скоростей перемешивания вод;

p₁ — показатель скорости обмена лимитирующего продукцию минерального элемента.

Здесь и далее индексы при параметрах указывают, что их значения относятся к обозначенным этими цифрами номерам слоёв. Если индекса при параметре нет, то он относится к *i*-му слою.

В уравнениях (3.1.1.1) первичная продукция описана выражением:

$$P_{1} = \beta B_{1} P_{1m} (1 - C_{1\min} / C_{1}), \qquad (3.1.1.2)$$

где развод странать странать странати стр странати стр Странати стр

Р_{1т} — максимальная потенциально возможная удельная продукция фитопланктона;

C_{1min} — минимально допустимая внутриклеточная концентрация лимитирующего минерального элемента.

Величина β экспоненциально зависела от глубины (Меншуткин, Финенко, 1975), а также от степени влияния живого вещества на прозрачность вод (Сорокина, 1979). В модели значение β было задано соотношением:

$$\beta = \left(1 - B_{\Sigma} / B_{\max}\right) e^{-\gamma z}, \qquad (3.1.1.3)$$

где B_{Σ} — суммарная биомасса компонентов экосистемы, кроме POB, над анализируемым слоем;

 B_{max} — критическая биомасса над слоем, при которой энергия солнца поглощается полностью в пределах i-го и вышележащих слоёв (при $B_{\Sigma} = B_{max} \Phi AP$ ниже i-го слоя не проникает);

z — глубина;

γ_z — показатель скорости изменения ФАР с глубиной.

Значение γ_z рассчитывалось из условия, что на нижней границе зоны фотосинтеза освещённость составляет 1 % от освещённости на поверхности океана. Использование выражения (3.1.1.3) позволило отразить на модели повсеместно наблюдаемое явление уменьшения глубины слоя фотосинтеза с повышением биологической продуктивности вод.

Из литературы хорошо известно, что при одинаковых условиях освещённости и при равной концентрации биогенных элементов на апвеллингах различных районов океана наблюдается разная биологическая продуктивность вод. Указанный факт ещё не нашёл теоретического объяснения. Введение в уравнение (3.1.1.3) параметра B_{max} позволило эмпирически учесть различную биопродукционную способность акваторий.

Последние три члена первого уравнения выражения (3.1.1.1) описывают перенос фитопланктона в результате водообмена между слоями, а два правых члена второго уравнения отражают изменение концентрации лимитирующего минерального элемента в фитопланктоне за счёт миграции водорослей вместе с водами.

Бактерии:

$$\frac{dB_2}{dt} = P_2 - B_2 \left(a_{23} + a_{24} + a_{25} + a_{26} \right) + \Delta B_2; \qquad (3.1.14)$$
$$\frac{dC_2}{dt} = \frac{V_{m2}C_B}{K_{m2} + C_B} + \left[a_{52}B_5 \left(C_5 q - C_2 q_{11} \right) + a_{62}B_6 \left(C_6 q - C_2 q_{11} \right) \right] / B_2 - p_2 C_2 + \Delta C_2,$$

где В₂, В₅ и В₆ — биомасса бактерий, РОВ и ВОВ;

Р2 — продукция бактерий;

С₂, С₅ и С₆ — концентрация лимитирующего продукцию элемента в бактериях, РОВ и ВОВ;

q — эффективность усвоения бактериями лимитирующего элемента из пищи;

ΔB₂ и ΔC₂ — параметры, характеризующие перенос бактерий и лимитирующего элемента в бактериях за счёт водообмена.

 ΔB_2 равен сумме трёх последних членов первого уравнения, а ΔC_2 — сумме последних двух членов второго уравнения выражений вида (3.1.1.1), выписанных применительно к B_2 и C_2 .

В соотношениях (3.1.1.4) отражено допущение, что пищей сапрофитным бактериям может служить как растворённое, так и взвешенное органическое вещество. Продукция бактерий рассчитывалась по формуле:

$$P_2 = R_2 \left(1 - a_{20} \right), \tag{3.1.15}$$

где а₂₀ — коэффициент, отражающий траты на дыхание;

R₂ — суточный рацион, рассчитываемый из соотношения:

$$R_2 = a_{52}B_5 + a_{62}B_6. aga{3.1.1.6}$$

Зоопланктон:

Мелкие формы:

$$\frac{dB_3}{dt} = P_3 - (a_{34} + a_{36})B_3 + \Delta B_3; \qquad (3.1.1.7)$$

$$\frac{dC_3}{dt} = \frac{V_{m3}C_B}{K_{m3} + C_B} + [a_{13}B_1(C_1q - C_3q_{11}) + a_{23}B_2(C_2q - C_3q_{11}) + a_{23}B_6(C_6q - C_3q_{11})]B_3 - p_3C_3 + \Delta C_3.$$

Крупные формы:

$$\frac{dB_4}{dt} = P_4 - a_{46}B_4 + \Delta B_4; \qquad (3.1.1.8)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_4}{dt} &= \frac{V_{m4}C_B}{K_{m4} + C_B} + \left[a_{14}B_1(C_1q - C_4q_{\Pi}) + a_{24}B_2(C_2q - C_4q_{\Pi}) + a_{34}B_3(C_3q - C_4q_{\Pi}) + a_{64}B_6(C_6q - C_4q_{\Pi})\right]/B_4 - p_4C_4 + \Delta C_4. \end{aligned}$$

В уравнениях (3.1.1.7) и (3.1.1.8) приняты следующие обозначения:

- В, Р и С с индексами биомасса, продукция и концентрация лимитирующего биогенного элемента в соответствующих номеру индекса компонентах экосистемы;
- а с индексами показатели скоростей трофических взаимодействий;
- q эффективность усвоения биогенного элемента из пищи;
- а'₃₆ и а'₄₆ показатели скорости отмирания зоопланктона;
- р₃ и р₄ показатели скорости обмена лимитирующего элемента мелкими и крупными формами зоопланктона;

 ΔB₃, ΔB₄ и ΔC₃, ΔC₄ — показатели скорости переноса биомассы зоопланктона и лимитирующего элемента в результате миграции зоопланктона.

Вид формул совпадал с выражениями для расчёта ΔB_2 и ΔB_2 , но только вместо показателя скорости перемешивания вод d_i с индексами в них подставлялся коэффициент, имеющий неизменяющееся значение для всех слоёв. Этим самым на модели было реализовано допущение, что интенсивность миграции зоопланктона постоянна по глубине.

Продукция мелких форм зоопланктона рассчитывалась по формуле:

$$P_3 = R_3 \left(1 - a_{30} - a_{35} - a_{36} \right), \tag{3.1.1.9}$$

где а₃₀, а₃₅ и а₃₆ — коэффициенты, которые характеризуют траты на дыхание и неусвоенную пищу, выделенную в виде жидких и твёрдых экстрактов.

Мелкие формы зоопланктона могли питаться фитопланктоном, бактериями и ВОВ. Величина их рациона рассчитывалась по формуле:

$$R_3 = a_{13}B_1 + a_{23}B_2 + a_{63}B_6. (3.1.1.10)$$

где а с индексами — показатели скорости трофических взаимодействий.

Формулы для расчёта Р₄ и R₄ были аналогичны выражениям (3.1.1.5) и (3.1.1.7), только в них дополнительно включались члены, отражающие возможность питания крупных форм зоопланктона мелкими их формами.

Показатели скорости трофических взаимодействий бактерий (а₅₂, а₆₂), мелких (а₁₃, а₂₃, а₆₃) и крупных (а₁₄, а₂₄, а₃₄, а₆₄) форм зоопланктона рассчитывались по формуле В. С. Ивлева (Ивлев, 1955), распространённой на случай питания гидробионтов смешанной пищей. Применительно к бактериям формулы для расчёта а₅₂ и а₆₂ имели вид:

$$a_{52} = B_2 S_{52} R_2 / y_2;$$
 $a_{62} = B_2 S_{62} R_2 / y_2,$ (3.1.1.1)

где:

$$y_2 = S_{52}B_5 + S_{62}B_6;$$
 $R_2 = R_{2max} \{1 - \exp[-\zeta(y_2 - B_{20})]\}.$ (3.1.1.12)

В соотношениях (3.1.1.11) и (3.1.1.12):

- S₅₂ и S₆₂ коэффициенты, характеризующие доступность РОВ и ВОВ для бактерий;
- у₂ и В₂₀ доступное для питания и минимально допустимое количество пищи для бактерий;
- *^ζ* коэффициент.

Параметры трофических взаимодействий для мелких и крупных форм зоопланктона рассчитывались по аналогичным (3.1.1.11) и (3.1.1.12) формулам с учётом трофических связей зоопланктона.

Растворённое органическое вещество:

$$\frac{dB_5}{dt} = a_{15} B_1 + a_{25} B_2 + a_{35} R_3 + a_{45} R_4 - B_5 (a_{50} + a_{51} + a_{52}) + \Delta B_5; \qquad (3.1.1.13)$$
$$\frac{dC_5}{dt} = \frac{V_{m5}C_B}{K_{m5} + C_B} + [a_{15}B_1(C_1 - C_5) + a_{25}B_5(C_2 - C_5) + a_{35}R_3(C_3 - C_5) + a_{45}R_4(C_4 - C_5)]/B_5 - p_5C_5 + \Delta C_5.$$

В (3.1.1.13) а₅₀ — показатель скорости небиологической минерализации (лизиса) РОВ.

В выражении (3.1.1.13) ΔB_5 и ΔC_5 рассчитывались по формулам, аналогичным тем, которые использовались при определении ΔB_2 и ΔC_2 , с соответствующей подстановкой значений массы РОВ и концентрации в нём лимитирующего элемента, поступающего в анализируемый слой в результате водообмена.

Взвешенное органическое вещество (детрит):

В балансовом равенстве для ВОВ учитывалась седиментация. Уравнения, соответствующие изменению биомассы взвесей, источниками которых были фитопланктон (B₆₁), бактерии (B₆₂), мелкие (B₆₃) и крупные (B₆₄) формы зоопланктона, решались отдельно:

$$\begin{aligned} \frac{dB_{61}}{dt} &= a_{16} \,\mathbf{B}_{1} + e_{1} \left(B_{61_{i-1}} - B_{61} \right); \\ \frac{dB_{62}}{dt} &= a_{26} \,\mathbf{B}_{2} + e_{2} \left(B_{62_{i-1}} - B_{62} \right); \\ \frac{dB_{63}}{dt} &= a_{36} \,\mathbf{R}_{3} + a_{36}^{'} B_{3} + e_{3} \left(B_{63_{i-1}} - B_{63} \right); \end{aligned} \tag{3.1.1.14}$$
$$\begin{aligned} \frac{dB_{64}}{dt} &= a_{46} \,\mathbf{R}_{4} + a_{46}^{'} B_{4} + e_{4} \left(B_{64_{i-1}} - B_{64} \right), \end{aligned}$$

где В с индексами — показатели скорости гравитационного оседания размерных фракций ВОВ.

В уравнениях (3.1.1.14) значения В с индексами и подстрочными индексами *i*-1 соответствуют биомассе разных фракций ВОВ в верхнем по отношению к анализируемому слою воды.

В целом для ВОВ балансовые равенства изменения биомассы и концентрации лимитирующего первичную продукцию биогенного элемента имели вид:

$$\frac{dC_6}{dt} = \frac{V_{m6}C_B}{K_{m6} + C_B} + \left[a_{16}B_1(C_1 - C_6) + a_{26}B_2(C_2 - C_6) + \left(a_{36}R_3 + a'_{36}B_3\right)(C_3 - C_6) + \left(a_{46}R_4 + a'_{46}B_4\right)(C_4 - C_6) + \delta_6B_{6_{i-1}}(C_{6_{i-1}} - C_6)\right]/B_6 + (1 - q)(\delta_3 + \delta_4) - p_6C_6;$$

$$\frac{dB_6}{dt} = \sum_{i=1}^4 \frac{dB_{6j}}{dt} - \left(a_{60} + a_{62} + a_{63} + a_{64}\right) + B_6; \quad (3.1.15)$$

где a₅₀ — показатель скорости лизиса ВОВ;

δ₃ и δ₄ — параметры, учитывающие поступление в ВОВ неусвоенной части элемента из пищи мелких и крупных форм зоопланктона;

δ₆ — коэффициент, учитывающий поступление элемента со взвесями, опускающимися гравитационно из верхнего слоя.

Величина δ₆ рассчитывалась по формуле:

$$\delta_6 = \frac{\sum_{i=1}^{4} b_j B_{6ji-1}}{B_{6ji-1}}.$$
(3.1.1.16)

Балансовое равенство изменения концентрации биогенного элемента в воде анализируемого слоя в результате взаимодействия с биологическими компонентами экосистемы представлено в виде:

$$\frac{dC_{\rm B}}{dt} = \frac{10^{-3}}{h} + \left(\sum_{j=1}^{6} C_{j} p_{j} - C_{B} \sum_{j=1}^{6} \frac{V_{mj}}{K_{mj} + C_{B}}\right) \frac{\sum_{j=1}^{6} B_{j}}{m_{a}} + d_{i-1}\left(C_{B_{i-1}} - C_{B_{i}}\right) + d_{i+1}\left(C_{B_{i-1}} - C_{B}\right) + \Delta C_{BII} + \Delta C_{BD},$$
(3.1.17)

где $\Delta C_{B\Pi}$ и ΔC_{BD} — скорость поступления элемента соответственно с поверхности (в первый слой) и дна (в десятый слой);

h — глубина каждого из десяти выделенных слоёв поверхностных вод.

В уравнении (3.1.17) первый член правой части в скобках описывает процессы поступления выведенного гидробионтами элемента в воду в результате десорбции и метаболизма, а второй — отражает кинетику парентерального поглощения элемента компонентами экосистемы. Множитель 10⁻³ перед многочленом в скобках использован для согласования размерностей при измерении значений B_j в мг·м⁻³ и при выборе глубины слоёв h в метрах. Балансовые равенства, отражающие взаимодействие

компонентов экосистемы с радиоактивным или химическим загрязнителем среды, были идентичны соотношениям, описанным применительно к лимитирующему первичную продукцию биогенному элементу. В целом состояние экосистемы в пределах любого слоя отражено 24 дифференциальными уравнениями. Десять из них являлись равенствами, описывающими баланс экосистемы (фитопланктона, бактерий, мелких и крупных форм зоопланктона, РОВ, четырёх размерных групп ВОВ, взвесей в целом) по веществу. Семь уравнений замыкали систему по биогенному элементу в воде и гидробионтах, ещё семь — по радиоактивному загрязнителю среды. На каждом шаге послеловательно от 1-го до 10-го интегрирования слоя решалось 240 дифференциальных уравнений, которым соответствовало 240 значений начальных условий. Параметры, отражающие воздействия биотических факторов, имели одинаковые значения применительно к каждому слою. Параметры d_i, характеризующие интенсивность вертикального перемешивания вод, могли задаваться в виде табличных условия, функций. что позволило отражать на модели соответствующие существованию слоя скачка плотности вод, апвеллингу, «биологической весне», а также олиготрофным, неритическим и эвтрофным зонам океана. Уравнения модели отражали баланс вещества под 1 м² поверхности фотического слоя. Взаимодействие анализируемого столба со смежными водами допускалось пренебрежимо малым. Этим самым обеспечивалась возможность связывать временной масштаб реализации численных экспериментов на модели с сукцессией биологических сообществ дрейфующих вод. Воздействия загрязнителя на морфологические, продукционные и генетические характеристики компонентов экосистемы не учитывались, поэтому задача изучения динамики свелась к созданию портретной модели экосистемы фотического слоя и исследовательской модели концентрирования и переноса загрязнений гидробионтами на фоне воздействия физических процессов вертикального перемешивания вод. Модель анализировалась численно. Дифференциальные уравнения решались методом Эйлера. Шаг интегрирования подбирался экспериментально и в среднем лежал в пределах от 0.01 до 0.05 суток.

На первом этапе исследования динамических характеристик изучалась устойчивость решений по отношению к значениям параметров и к начальным условиям модели. Под устойчивыми в данном контексте понимались те численные эксперименты, в которых ни один из компонентов экосистемы на всём интервале времени рассмотрения процесса, вплоть до состояния стационарности, не принимал нулевого значения или стремился к бесконечности.

При задании начальными условиями типичных по наблюдениям в природе состояний экосистемы фотического слоя решения были устойчивы во всех случаях, когда параметры модели, отражающие продукционные характеристики компонент, были определены так, что в начальные периоды имитации поведения экосистемы продукционных возможностей предыдущих звеньев трофической цепи хватало для удовлетворения физиологических потребностей последующих звеньев. В первую очередь на устойчивость оказывали влияние параметры P_{1m} ÷ P_{4m}, коэффициенты доступности пищи (S с индексами) и минимальные уровни содержания пищи в среде.

Интервалы значений параметров, в которых соблюдается устойчивость модели, «оконтурены» более чем в 60 численных экспериментах. Оказалось, что в них попадают практически все определённые экологами экспериментально и в натурных наблюдениях трофические характеристики гидробионтов (Петипа, 1981). Исключение составляли численные эксперименты, в которых моделированию подвергались экосистемы олиготрофных районов океана. Модели олиготрофных районов с параметрами, которые характеризуют темпы первичного продуцирования, определённые из наблюдений, были неустойчивыми (или структура экосистемы в отношении консументов не соответствовала природной). Это было обусловлено тем, что для удовлетворения энергетических трат консументов не хватало продуцируемого фитопланктоном органического вещества. Отмеченные результаты моделирования согласуются с оценками энергетического баланса в изучаемых посредством полевых наблюдений морских пелагических экосистемах (Грезе, 1982). При подборе параметров из интервала «параметрической устойчивости» наблюдалось нарушение устойчивости в зависимости от начальных условий. Потеря устойчивости возникала в случаях, когда начальными условиями задавалось очень низкое содержание биогенного элемента в воде, которое не обеспечивало первичного продуцирования органического вещества, достаточного для удовлетворения энергетических потребностей последующих звеньев трофической цепи. Если при этом поток биогенного элемента в фотический слой задавался достаточно большим, то иногда возникали «триггерные» стационарные состояния биологических компонент экосистемы, но одновременного «управления» по лимитирующему биогенному элементу и ФАР при этом не наблюдалось. К такому же виду решений иногда приводило задание начальными условиями высоких биомасс консументов по отношению к продуцентам. В этих случаях устойчивость легко достигалась изменением значений коэффициентов доступности различной пищи для консументов. Если начальные условия соответствовали условиям значительного

отличия компонентов экосистемы от наблюдаемых в природе, то в модели наблюдался режим релаксационных колебаний, в течение которого происходила перестройка структуры взаимодействий. По истечении времени протекания релаксационных колебаний компоненты экосистемы принимали значения, близкие к природным.

Анализ показал, что модель теряла устойчивость в основном в двух случаях. Вопервых, тогда, когда её параметры значительно отличались от экспериментально определённых значений. Во-вторых, тогда, когда начальные условия в значительной степени не соответствовали состоянию наблюдаемых в природе экосистем. Указанные причины неустойчивости скорее свидетельствуют в пользу адекватности модели, чем наоборот. Это подтверждается тем, что в области значений параметров и начальных условий, присущих экосистемам фотического слоя, решения, полученные на модели, устойчивы. Неустойчивость же моделей проявляется в области, в определённой мере соответствующей аномалиям в экосистемах. В этом случае в природе также могут наблюдаться биологические катастрофы, которые можно считать нарушением устойчивости экосистем. Во всех случаях, независимо от начальных условий, модель приводилась к устойчивой и однозначно «управляемой» по ФАР и лимитирующему химическому элементу, если в соотношениях вида (3.1.1.11) не только учитывалось минимально доступное количество пищи для высших трофических уровней, но и ограничивалась доступность питания высшим звеном каждой группы пищи из предшествующего трофического звена. В этом случае величина у2 в равенстве (3.1.1.11) рассчитывалась по формуле:

$$y_2 = S_{52}B_5 (1 - B_5 / B_{5\min}) + S_{62}B_6 (1 - B_6 / B_{6\min}), \qquad (3.1.1.18)$$

где В_{5min} и В_{6min} — минимальные удельные массы РОВ и ВОВ, доступные для питания бактерий.

Аналогично определялись доступные рационы для мелких (у₃) и крупных (у₄) форм зоопланктона.

Изменение суммарной биомассы фотического слоя в зависимости от начальных биомасс компонент экосистемы при использовании соотношения вида (3.1.1.18) иллюстрируется рис. 3.1.1.2. Из рисунка видно, что стационарный уровень биомассы в экосистеме не зависел от начальных суммарных биомасс её компонент. Расчёты на модели показали, что соотношение биомасс компонент в стационарном состоянии экосистемы было постоянным, а величина стационарного уровня (при постоянстве ФАР) определялась лишь скоростью поступления лимитирующего первичную

продукцию биогенного элемента и не зависела от изменения начальных концентраций биогенного элемента в гидробионтах и среде.



Рис. 3.1.1.2. Изменение биомассы экосистемы фотического слоя (г·м⁻²) при различных начальных суммарных биомассах её компонент (Поликарпов, Егоров, 1986)

Применительно к проблеме самоочищения среды динамика модели экосистемы фотического слоя (рис. 3.1.1.1) изучалась в численных экспериментах с основными параметрами, приведёнными в табл. 3.1.1.1. Расчёты велись при допущении, что слой скачка плотности отсутствует. Суточное перемешивание смешных слоёв — 10 %. Средняя гравитационная скорость опускания мёртвых клеток бактерий была принята равной 0.05 м·сут⁻¹; фитопланктона — 0.2 м·сут⁻¹; фекалий, экзоскелетов и трупов мелких форм зоопланктона — 50 м·сут⁻¹; крупных форм — 100 м·сут⁻¹. Подток лимитирующего элемента (фосфатов) снизу в 10-й слой составлял 2 мкг·л⁻¹·сут⁻¹. Начальные условия всех компонентов экосистемы не изменялись по глубине. Способ задания начальных условий определил релаксационный режим в модели. В течение времени релаксации (60–70 суток) происходили почти синхронный всплеск и последующее уменьшение биомассы и продукции всех биологических компонентов экосистемы (рис. 3.1.1.4), а вертикальное их распределение за это время изменялось от равномерного (рис. 3.1.1.4а) до распределения, качественно соответствующего распределению биологических компонентов в природе (рис. 3.1.1.4в).

Параметр	Значение	Размерность	Параметр	Значение	Размерность
	параметра	1		параметра	
P _{1m}	5.00	cyr ⁻¹	a ₃₅	0.15	cyr ⁻¹
V _{m1}	10.00	мкг мг сут ⁻¹	a ₃₆	0.10	cyr ⁻¹
K _{m1}	11.00	мкг · л ⁻¹	d	0.10	cyr ⁻¹
C_{1min}	0.70	мкг мг ⁻¹	S ₁₃	1.00	без разм.
P ₁	0.50	сут ⁻¹	S ₂₃	1.00	без разм.
a ₁₀	0.10	cyr ⁻¹	S ₆₃	0.30	без разм.
a ₁₅	0.05	сут ⁻¹	P_{4m}	0.65	без разм.
a ₁₆	0.10	cyr ⁻¹	a_{40}	0.30	cyr^{-1}
P _{2m}	2.00	cyr ⁻¹	a45	0.15	cyr ⁻¹
a ₂₀	0.30	cyt^{-1}	a ₄₆	0.10	cyT ⁻¹
a ₂₅	0.05	cyr ⁻¹	h	10.00	М
a ₂₆	0.10	cyr ⁻¹	S ₃₄	0.50	без разм.
S ₅₂	1.00	без разм.	S ₂₄	0.10	без разм.
S ₆₂	1.00	без разм.	S ₃₄	0.80	без разм.
P _{3m}	0.90	cyr ⁻¹	\mathbf{S}_{64}	0.20	без разм.
a ₃₀	0.30	cyr ⁻¹	B _{max}	200.00	$\Gamma \cdot M^{-2}$

Таблица 3.1.1.1. Параметры модели экосистемы фотического слоя (Поликарпов, Егоров, 1986)

Интегральные значения биологических компонентов экосистемы в слое фотосинтеза испытывали затухающие колебания. По истечении релаксационного времени сначала следовала вспышка биомассы фитопланктона (рис. 3.1.1.36), затем мелких (рис. 3.1.1.3г), а после — крупных (рис. 3.1.1.3д) форм зоопланктона. В последующем, когла запас лимитирующего биогена в фотическом слое стабилизировался (рис. 3.1.1.3а), соотношение биологических компонентов экосистемы как интегрально, так и по глубине стало обычным для их распределения в халистатических районах океана (рис. 3.1.1.3). Кривая 9 на рис. 3.1.1.46 показывает, что первичная продукция верхних слоёв вод лимитировалась внутриклеточной концентрацией биогенного элемента, а более глубинных вод — фотосинтетически активной радиацией. Таким образом, по истечении 70 суток численного эксперимента, связанного с релаксационными колебаниями в системе, математическая модель рис. 3.1.1.1 обладала удовлетворительным сходством с реально наблюдаемыми пелагическими экосистемами.



Рис. 3.1.1.3. Интегральные характеристики экосистемы поверхностных вод 0–100 м: биогенный элемент (а); биомасса (1) и продукция (2) фитопланктона (б), бактерий (в), мелких (г) и крупных (д) форм зоопланктона, РОВ (е) и ВОВ (ж); биоседиментация (з) и относительная биоседиментация (и) источников ВОВ: фитопланктона (1), бактерий (2), мелких (3) и крупных (4) форм зоопланктона. В и Р с индексами — биомасса и удельная продукция компонента экосистемы; Б и Б/Р — биоседиментация и приведённая по отношению к первичной продукции биоседиментация; п — вклад компонента в биоседиментацию (%) (Поликарпов, Егоров, 1986)



Рис. 3.1.1.4. Вертикальное распределение компонент экосистемы: концентрация (мкг·л⁻¹) лимитирующего элемента в воде (1); биомасса (2) и удельная продукция (3) фитопланктона (мкг·м⁻³), бактерий (4), мелких (5) и крупных (6) форм зоопланктона; масса (мг·м⁻³) РОВ (7) и ВОВ (8) в начальный момент времени (а), через 80 (б) и 170 (в) суток; концентрация лимитирующего элемента (мкг·мг⁻¹) в фитопланктоне (9), бактериях (10), мелких (11) и крупных (12) формах зоопланктона, а также в РОВ (13) и ВОВ (14). Ось ординат — глубина, м (Поликарпов, Егоров, 1986)

Рассматривая функционирование экосистемы пелагиали на модели начиная с 70х суток численного эксперимента, можно отметить, что подобная картина обычно наблюдается в планктонных сообшествах. зарожлающихся на апвеллингах И развивающихся по мере дрейфа вод до халистатических районов. В них также сукцессия начинается со вспышки биомассы фитопланктона: после развиваются мелкие, а потом — крупные формы зоопланктона. Глубина слоя фотосинтеза при удалении от районов апвеллинга тоже возрастает. Сходная картина наблюдается и в сезонно вегетирующих пелагических экосистемах. Анализируя эти данные, можно заключить, что первый пик первичной продукции (на 80-е сутки численного эксперимента) соответствовал «биологической весне» (рис. 3.1.1.3), а второй, малый пик (на 130-е сутки) — «биологической осени».

Следует отметить, что в численных экспериментах колебательные процессы проходили с периодами, близко сопоставимыми с временным масштабом функционирования природных экосистем фонического слоя. Это определило возможность использования модели для изучения динамических характеристик взаимодействия экосистемы фотического слоя с радиоактивными или химическими загрязнителями морской среды.

Взаимодействия в экосистеме фотического слоя изучались при низкой, средней и высокой способности гидробионтов концентрировать радионуклид. Эффективность усвоения загрязнителя из пищи мелкими и крупными формами зоопланктона была принята равной 0.8. Численные эксперименты показали, что при низких уровнях концентрирования загрязнителя гидробионтами количество его в воде фотического слоя росло линейно во времени (кривая 1 на рис. 3.1.1.5). При этом вертикальное распределение загрязнителя в воде имело экспоненциальный вид за счёт воздействия только физических процессов перемешивания вод (рис. 3.1.1.6). При средних уровнях концентрирования количество радионуклида в воде фотического слоя (при равном антропогенном воздействии) росло с меньшей скоростью (кривая 2 на рис. 3.1.1.5), но биологические компоненты экосистемы ещё не справлялись с очисткой вод.

Штриховые линии соответствуют результатам численного эксперимента, полученным при низких уровнях концентрирования загрязнителя компонентами экосистемы, а сплошные — при высоких в рассматриваемом диапазоне значений количества загрязнителя в среде. Когда концентрирующая способность гидробионтов в отношении радиоактивных веществ была высокой, в результате функционирования биологических компонентов экосистемы количество загрязнителя в воде фотического слоя стабилизировалось на определённом уровне (кривая 3 на рис. 3.1.1.5). Это было обусловлено тем, что часть первичной продукции органического вещества фотического слоя в результате биоседиментации взвесей опускалась в сторону дна и выносила загрязнитель среды, накопленный до высоких уровней (рис. 3.1.1.6) и до значений коэффициентов накопления, близких к стационарным их значениям (рис. 3.1.1.66). При этом в ВОВ загрязнитель среды концентрировался до бо́льших коэффициентов накопления (кривая 6 на рис. 3.1.1.4.8), чем в других компонентах экосистемы. Это было обусловлено проявлением наблюдаемого в природе (Богданов, Копелевич, 1974) эффекта обогащения загрязнителем фекальных пеллетов за счёт неполного его усвоения из пищи консументами.



Рис. 3.1.1.5. Изменение количества загрязнителя в воде фотического слоя (г·м⁻²) при низких (1), средних (2) и высоких (3) уровнях концентрирования загрязнителя компонентами экосистемы; Q — запас загрязнителя в фотическом слое (г·м⁻²) (Поликарпов, Егоров, 1986)

Численные эксперименты показали, что для условий халистатики основными компонентами ВОВ, на 90 % ответственными за экологическое самоочищение, являлись продукты жизнедеятельности мелких и крупных форм зоопланктона (рис. 3.1.1.3и). Для условий апвеллинга или биологической весны наибольший вклад в очистку среды сделали отмирающие клетки фитопланктона.

Рис. 3.1.1.5 иллюстрирует прогнозные характеристики загрязнения фотического слоя при постоянстве загрязняющего потока и разной степени концентрирования радионуклида гидробионтами. Очевидно, что в численных экспериментах с неизменяющейся концентрирующей способностью загрязнителя гидробионтами, но при различных темпах его поступления в среду, мог бы быть получен качественно аналогичный результат. Другими словами, был бы определён максимально допустимый темп поступления загрязнителя, при котором в результате функционирования экосистемы концентрация загрязнителя в воде фотического слоя не превышала бы определённой величины. Это свидетельствует о том, что экосистемы обладают определённой самоочищающей способностью в отношении радиоактивных и химических загрязнителей морской среды.



Рис. 3.1.1.6. Вертикальное распределение концентрации (мкг·мг⁻¹) загрязнителя (а), коэффициентов накопления (б) в фитопланктоне (в), бактериях (2), мелких (3) и крупных (4) формах зоопланктона, РОВ (5) и ВОВ (6) через 170 суток и вертикальное распределение загрязнителя (мкг·мг⁻¹) в воде (в) через 40 (7), 80 (8), 120 (9) и 170 (10) суток численного эксперимента (Поликарпов, Егоров, 1986)

Таким образом, анализ модели (рис. 3.1.1.1) выявил следующие свойства системы загрязнитель в морской среде — экосистема фотического слоя:

1. Система обладает устойчивостью по биотическим характеристикам, если первичные продукционные свойства экосистемы лимитируются ФАР и биогенным элементом.
2. Динамические состояния системы определяются затухающими колебательными процессами с периодами колебаний, соответствующими временному масштабу сукцессии в экосистемах фотического слоя. При слишком большом отклонении начальных условий от состояния наблюдаемых экосистем в системе возникает режим релаксационных колебаний, в течение которого характеристики модели не отражают состояния планктонных сообществ пелагиали. После завершения релаксационных колебаний состояния моделируемой системы качественно соответствовали реальным характеристикам распределения компонентов экосистемы в фотическом слое вод.

3. Устойчивость системы в отношении концентрированных характеристик распределения загрязнителей в среде определяется потоком загрязнителя в результате антропогенного воздействия, биоседиментационной продуктивностью экосистемы фотического слоя, а также уровнем накопления и интенсивностью метаболизма загрязнителя гидробионтами. Каждой биоседиментационной способности экосистемы и каждому уровню концентрирования загрязнителя гидробионтами соответствует максимальный темп антропогенного воздействия, при котором система стационарна.

Раздел 3.1.2. Модель седиментационной функции пелагической экосистемы западной халистатики Чёрного моря

Цель исследования заключалась в верификации математической модели седиментационной функции пелагической экосистемы по результатам наблюдений её биогеохимических характеристик, а также в изучении динамических закономерностей генерирования седиментационных потоков в западной халистатической зоне Чёрного моря (Егоров и др., 1992). В качестве теоретической базы исследований использована представленная на рис. 3.1.1.1 структура математической модели, замкнутая балансом по биогенным элементам, а также по живому и косному веществу. Математическая реализация модели описана в разделе 3.1.1.

Для эмпирической загрузки и верификации модели был выбран полигон с наименьшей динамической активностью вод. Он располагался в западной халистатической области Чёрного моря с координатами центра 43°00.0'N, 31°30.0'E. На нём в 25-м рейсе НИС «Профессор Водяницкий» в декабре 1987 г. и январе 1988 г. были сделаны две гидрологические съёмки в координатах 42°30.0'N – 43°15.0'N и 31°00.0'E – 32°00.0'E; первая — 20–22 декабря 1987 г., вторая — 05–06 января 1988 г.

Наблюдения абиотических и биотических факторов среды после первой съёмки выполнены на ст. 3593 в центре полигона 22–27 декабря 1987 г., а после второй съёмки в этих же координатах — на ст. 3651 05–08 января 1988 г.

Во время первой гидрологической съёмки преобладали умеренные ветры северных направлений, переходящие в сильные. Распределение температуры поверхностных вод в районе полигона с 22 по 24 декабря 1987 г. приведено на рис. 3.1.2.1.



Рис. 3.1.2.1 Распределение температуры поверхностных вод на полигоне в западной халистатической зоне Чёрного моря (Егоров, Поповичев и др., 1992)

На рисунке видно, что основной градиент изменения температуры был направлен с северо-запада на юго-восток и не превышал 1 °С. Акватория ст. 3593 характеризовалась минимальными изменениями температурного поля. Из профилей вертикального распределения температуры, солёности и условий плотности вод на ст. 3593 (рис. 3.1.2.2а), а также из профилей распределения кислорода и минерального фосфора (рис. 3.1.2.2б) видно, что к этому времени зимнее охлаждение ещё не завершилось, толщина верхнего квазиперемешанного слоя (далее — ВКС) составляла 26 м; под ним имелись значительные градиенты изменения температуры, солёности и плотности вод, а также содержания кислорода и минерального фосфора, приуроченные к нижней границе температурного скачка. Ядро холодного перемешанного слоя (далее — ХПС) располагалось в интервале глубин 36–43 м.

Рассчитанные динамическим методом скорости горизонтальных течений в районе полигона — $0.7-1.7 \text{ см} \cdot \text{c}^{-1}$; вертикальная составляющая скорости течений оценивалась в $5 \cdot 10^{-5} - 6 \cdot 10^{-5} \text{ см} \cdot \text{c}^{-1}$. По результатам второй гидрологической съёмки установлено, что к 05.01.1988 температура поверхностных вод снизилась в среднем на 1.0–1.5 °C, причём наиболее тёплые воды располагались в северо-западной части полигона, а наиболее холодные — в северо-восточной. Величина ВКС на полигоне увеличилась до 37 м; градиенты вертикальных профилей плотностных и гидрохимических характеристик уменьшились; ядро залегания ХПС расположилось в интервале глубин 32–77 м.

Анализ гидрологических и гидрохимических данных в целом показал, что акватория полигона была подвержена воздействию генерируемых Основным черноморским течением циклонических круговоротов малых масштабов, имеющих сечение около 20–40 миль. Результаты первой съёмки свидетельствовали о динамической пассивности района, а второй — о некотором повышении динамической активности его вод.

Исследования методом радиоактивных индикаторов с использованием ³²Р показали: изменению динамических характеристик вод района соответствовало изменение показателей его биологической активности. В период первой съёмки (1 на рис. 3.1.2.2в) измеренная по ³²Р скорость поглощения минерального фосфора микропланктоном была втрое ниже, чем во время второго этапа работ (2 на рис. 3.1.2.2в). Анализ профилей вертикального распределения АТФ (рис. 3.1.2.2г) и хлорофилла а в различных размерных фракциях живого вещества (рис. 3.1.2.2д) показал, что в наблюдаемый период в фотическом слое содержалось значительное количество фитопланктона, однако его биологическая продуктивность, измеренная радиоуглеродным методом, была невелика, так как величина суточного Р/Вкоэффициента не превышала 0.3 ед. Измеренная по диску Секки прозрачность вод на ст. 3593 составляла 11-14 м, что соответствовало залеганию нижней границы фотосинтеза в среднем на глубине 36 м. Световое насыщение фитопланктона на этой станции колебалось от 2.5 до 10 тыс. лк, максимальный фотосинтез при световом насыщении составлял 5.5-6.1 мгС·м⁻³·сут⁻¹, а суточное ассимиляционное число лежало в пределах 3.5–4.3 мгС·мг⁻¹ хлорофилла *а* на световой день (данные по АТФ и хлорофиллу а получены и любезно предоставлены В. Г. Шайдой и С. В. Жоровым).



Рис. 3.1.2.2. Профили вертикального распределения гидрологических, гидрохимических и гидробиологических характеристик вод на ст. 3593: а — температура (T, °C), солёность (S, ‰), условная плотность (σ_t); б — кислород (O_2 , мл· π^{-1}), минеральный фосфор (мкгР· π^{-1}); в — скорость поглощения минерального фосфора микропланктоном (мкгР· π^{-1} ·ч⁻¹) на ст. 3593 (1) и ст. 3651 (2) (сплошными кривыми на позициях б и в показаны результаты полученных на модели численных экспериментов); г — АТФ (штриховые кривые ограничивают область значений, полученных при трёх повторностях наблюдений); д — хлорофилл *a* (1 — размерная фракция 10 мкм, 2 — 2.5–10, 3 — 0.4–2.5 мкм); е — профили изменения содержания Р (1), N (2) и С_{орг} (3) во взвесях (мкг· π^{-1}) со ст. 3593 (Егоров, Поповичев и др., 1992)

Таксономический и численный составы зоопланктона в районе полигона на ст. 3651 приведены в табл. 3.1.2.1. При эмпирической загрузке модели тонкие фильтраторы — нанофаги — условно были включены в первую группу (мелких форм) зоопланктона, а грубые фильтраторы — эврифаги и хищники — во вторую (крупных).

Данные о содержании фосфора, азота и органического углерода во взвешенном веществе на ст. 3593 (рис. 3.1.2.2е) и об АТФ и хлорофилле *а* были использованы для получения оценок вертикального распределения детрита и бактериопланктона.

В целом данные о гидрологической и гидрохимической структурах вод полигона, а также распределение живого и косного вещества свидетельствовали, что в рассматриваемое время экосистема фотического слоя западной халистатической области Чёрного моря находилась в стадии завершения летне-осенней вегетации, когда продукционные процессы уравновешены деструкционными. Именно поэтому при выполнении численных экспериментов для верификации модели по результатам наблюдений (рис. 3.1.2.1 и 3.1.2.2) учитывались главным образом стационарные состояния вычисляемых профилей распределения абиотических и биотических компонент экосистемы и продукционных характеристик.

Для определения параметров модели использовались представленные в публикациях трофодинамические, продукционные и физиологические показатели функционировании морских экосистем (Биогеохимия океана, 1983; Виноградов, 1967; Грезе, 1977; Заика, 1972; Ивлев, 1955; Основы биологической продуктивности..., 1979; Петипа, 1981; Сорокин, 1982; Сущеня, 1972; Финенко, Ланская, 1971; Финенко, Крупаткина-Акинина, 1974; Granstrom et al., 1984; Keck, Raffenot, 1979; Provasoli et al., 1985; Roots, Kukk, 1988; Tsunogai, Henmi, 1971; Vanhaek et al., 1984; Vandamme, Maertens, 1983; Vandamme, Baeteman, 1982). Оценки показателей интенсивности фосфатного обмена гидробионтов получены по результатам экспериментов с радиоактивной представленных в координатах меткой, модифицированного уравнения Лайнуивера — Берка (рис. 3.1.2.3). В этих опытах методом добавок изотопного носителя и его радиоактивной метки в водную среду с гидробионтами, отобранными исследований, в районе определялись значения константы Михаэлиса — Ментен (K_m) и максимальной скорости поглощения (V_m) фосфатов. При расчёте стационарных уровней концентрирования И обмена фосфатов гидробионтами использовалось, кроме значений K_m и V_m, стехиометрическое соотношение C: N: P, принятое равным 100: 15: 1 (Романкевич, 1977).

	Горизонты, м												
Вид	0–10		10-25		25-50		50–93						
	А	В	Α	В	Α	В	Α	В					
Нанофаги*													
Acartia clausi	100	0.1	33	0.0	0	0	10	0.0					
Pseudocalanus elongatus	750	3.8	800	2.7	480	2.8	30	0.1					
Paracalanus parvus	0	0	33	0.1	1	0	0	0.0					
Calanus helgolandicus	50	0.1	67	0.2	60	1.6	0	0.0					
Oithona minuta	7860	12.1	3700	5.7	1260	1.9	30	0.1					
O. similis	100	0.1	167	0.3	120	0.2	80	0.1					
Oikophura dioica	250	1.5	200	1.2	40	0.2	0	0					
Polychaeta	4	0	0	0	0	0	170	0.2					
Эврифаги**													
Acartia clausi	100	2.5	33	1.6	0	0	0	0					
Pseudocalanus elongatus	1100	27.1	600	14.2	340	8.3	90	3.5					
Paracalanus parvus	350	2.0	33	0.3	100	0.5	0	0					
Calanus helgolandicus	50	31.5	38	13.6	0,4	0.3	55.8	43.0					
Noctiluca miliaris	200	22.0	567	56.4	260	36.0	50	5.9					
Хищники***													
Oithona minuta	1500	5.9	233	0.9	160	0.6	30	0.1					
O. similis	350	2.1	67	0.4	240	1.4	140	0.9					

Таблица 3.1.2.1. Численность (А, экз.·м⁻³) и биомасса (В, мг·м⁻³) зоопланктона на ст. 3651 (Егоров, Поповичев и др., 1992)

*: науплиусы и I-II копеподиты;

**: III–V копеподиты + $\stackrel{\circ}{\rightarrow}$ и $\stackrel{\circ}{\circ}$;

***:♀,♂.



Рис. 3.1.2.3. Зависимость (в координатах Лайнуивера — Берка) скорости поглощения минерального фосфора микропланктоном (а) и *Calanus helgolandicus* (б) при изменении его концентрации в воде: 1 и 2 — результаты параллельных опытов (Егоров, Поповичев и др., 1992)

Параметры, характеризующие интенсивность совокупного вертикального водообмена, в том числе через зону скачка плотности, оценивались по результатам сравнения получаемых на модели и наблюдаемых в природе профилей вертикального распределения лимитирующего биогенного элемента в воде. Величина каждого из десяти слоёв (рис. 3.1.1.1) была выбрана равной 10 м. Показатели скорости обмена вод между слоями составили 0.700; 0.500; 0.300; 0.012; 0.025; 0.025; 0.030; 0.050; 0.050 сут⁻¹. Это соответствовало средней эффективной скорости вертикального перемешивания вод в районе термоклина, равной 5·10⁻⁵ см·с⁻¹.

По результатам экспериментальных наблюдений, значение константы Михаэлиса — Ментен по фосфатам для микропланктона в районе полигона составляло $0.5-8.0 \text{ мкг} P \cdot \pi^{-1}$. В численных экспериментах расчёты велись 4.44 мкгР·л⁻¹. при значениях Кт для фитопланктона бактерий, равных И Для зоопланктона К_т составлял 230 мкгР·л⁻¹. Значение V_m для фитопланктона в пересчёте на сырую массу — 6.45 мкгР·мг⁻¹·суг⁻¹. Показатели скорости обмена фосфатов живым веществом лежали в пределах 0.1–0.4 сут⁻¹. Максимально возможные скорости клеточного деления фитопланктона и бактерий составляли три генерации в сутки. Минимальная внутриклеточная концентрация фосфора фитопланктона q_{min} — $0.43 \text{ мкг} \cdot \text{мг}^{-1}$ сырой массы.

В численных экспериментах траты на дыхание живого вещества составляли 20-40 % суточного рациона. Неусвоенная зоопланктоном пища, выделяемая в виде жидких экскретов, была принята равной 20, а в виде твёрдых экскретов — 30 % суточного рациона, максимальный уровень которого составлял 60-100 % массы тела зоопланктонных организмов. Суточное отмирание живого вещества достигало 10 %, а лизис косного вещества — 5 %. Скорости гравитационного опускания отмерших бактериальных клеток лежали в пределах 0.1–2.5 м·сут⁻¹; фитопланктона — 0.2–5; тушек, экзоскелетов, фекальных комков и пеллетов — 50-100 для мелких форм зоопланктона и 100–150 м сут⁻¹ — для крупных. Было принято допущение, что для мелких форм зоопланктона поглощение бактериальных и фитопланктонных клеток равновероятно, а степень поглощения частиц детрита могла снижаться. Для крупных форм зоопланктона вероятность питания фитопланктоном и бактериями была ниже, чем возможность формирования рациона за счёт мелких форм зоопланктона и детрита. Минимально доступная для питания концентрация пищи была принята равной 5 мг·м⁻³, а максимальная биомасса живых компонент экосистемы и детрита, исключающая поступление ФАР в рассматриваемый слой, составляла 150–200 г м⁻³ сырой массы.

Численные эксперименты на модели проводились при изменении параметров в пределах интервалов варьирования их эмпирических оценок. При этом изучались динамика модели экосистемы и её стационарные состояния, которые сравнивались с результатами наблюдений исследованного полигона.

Целями проведения таких численных экспериментов были определение возможности достижения портретного сходства модели с исследуемым объектом по наибольшему числу стационарных состояний и оценка не поддающихся в настоящее время прямым наблюдениям параметров, характеризующих динамику и уровни интенсивности седиментационных процессов.

Сравнение результатов определений содержания минерального фосфора в воде и скорости его поглощения микропланктоном с кривыми, полученными на модели, иллюстрируется рис. 3.1.2.26 и 3.1.2.2в. Аналогичное сопоставление расчётных профилей вертикального распределения зависимостей И сырой биомассы фитопланктона и его суточной удельной продукции, оценённых по хлорофиллу а и по радиоуглеродной методике, приведено на рис. 3.1.2.4а и 3.1.2.4б. Профили вертикального распределения сырой биомассы и суточной удельной продукции бактерий оценены на модели (рис. 3.1.2.4в) по данным содержания Сорг во взвесях (рис. 3.1.2.4е) при условии, что бактериопланктон составляет 40 % органического вещества детрита. Теоретические профили вертикального распределения биомассы зоопланктона в районе полигона (по данным табл. 3.1.2.1), а также РОВ и детрита (по данным рис. 3.1.2.2г и 3.1.2.2е) представлены на рис. 3.1.2.4г и 3.1.2.4ж.

Представленные данные рис. 3.1.2.26 и 3.1.2.2в, а также рис. 3.1.2.4 показывают, что различия между значениями факторов, вычисленных на модели и определённых по результатам работ на полигоне, или невелики, или имеют уровни значений, лежащие в пределах варьирования оценок, известных из литературы. Это свидетельствует, что логическая разветвлённость структуры модели и степень адекватности балансового описания механизмов взаимодействий биотических и абиотических факторов среды достаточны для получения удовлетворительного портретного сходства при описании поведения модели такого природного объекта, каковым является экосистема фотического слоя. Именно поэтому можно ожидать, что использование модели (рис. 3.1.1.1) для изучения динамики как наблюдаемых, так и ненаблюдаемых экосистем фотического слоя в условиях изменения факторов среды с целью решения задач прогнозирования и оценки окажется перспективным.



Рис. 3.1.2.4. Профили вертикального распределения (мг·м⁻³) на ст. 3593: а — биомасса (на сырую массу) фитопланктона; б — суточная удельная продукция; в — оценка сырой биомассы бактерий; г — мелкие формы зоопланктона; д — крупные формы зоопланктона; е — концентрация РОВ; ж — детрит в районе полигона. Сплошная и штриховая кривые отражают результаты численного моделирования (1 и 2 — результаты двух повторностей наблюдений) (Егоров, Поповичев и др., 1992)

В рамках поставленных задач мы использовали модель (рис. 3.1.1.1) также для оценки потока седиментов из поверхностных вод западной халистатической зоны Чёрного моря и для исследования динамических закономерностей протекания седиментационных процессов в результате первичного продуцирования органического вещества в экосистеме фотического слоя. Результаты изучения динамики экосистемы фотического слоя при изменении скорости водообмена через термоклин приведены

на рис. 3.1.2.5. Они показали, что чем меньшей была эта скорость, тем в большей степени претерпевал колебания запас биогенного элемента Q в фотическом слое (рис. 3.1.2.5а), хотя при разных уравнениях водообмена среднее значение содержания биогенного элемента в поверхностных водах изменялось незначительно. При низких скоростях вертикального водообмена суммарная масса живых и косных компонент экосистемы В_У изменялась с большой амплитудой и периодом колебания порядка 50 сут (3 на рис. 3.1.2.56). С увеличением скорости вертикального обмена вод амплитуда колебаний В_У уменьшалась (2 на рис. 3.1.2.56); начиная с некоторого предела колебательные процессы трансформировались в апериолические (1 на рис. 3.1.2.56). Аналогичные закономерности проявлялись И в отношении биомассы фитопланктона $\mathbf{B}_{\mathbf{\Phi}}$ (рис. 3.1.2.5в), детрита Вл (рис. 3.1.2.5г), биоседиментационного потока из фотического слоя (рис. 3.1.2.5д) и отнесённого к первичной продукции биоседиментационного потока Б/Рф (рис. 3.1.2.5е). В то же время большая скорость подпитки фотического слоя биогенами обеспечивала и более высокий уровень трофности вод, и большую биоседиментацию из фотического слоя, однако относительный биоседиментационный поток Б/Рф в воды, подстилающие фотический слой, был тем выше, чем большей была колебательность биологических компонент экосистемы.

Таким образом, численные эксперименты на модели свидетельствовали, что поступление биогенных элементов в фотический слой может быть первоисточником генерирования колебаний компонент экосистемы. а эффективность «биоседиментационной продуктивности» фотического слоя увеличивается с возрастанием этих колебаний. В то же время анализ модели показал, что зависимость между потоком биогенного элемента и колебательными режимами в экосистеме не является однозначной, а определяется рядом факторов, в первую очередь минимальной концентрацией биогенного элемента в фитопланктоне.

Расчёты на модели подтвердили, что степень регенерации биогенных элементов в пределах фотического слоя численно равна разности $(1 - 5/P_{\phi})$. Для экосистемы фотического слоя западной халистатики Чёрного моря, динамика которой отражена на рис. 3.1.2.5 кривыми 2, биоседиментация в среднем составляла 20 % первичной продукции, что соответствует оценкам, известным из литературы (Романкевич, 1977; Рудяков, Цейтлин, 1980). Соответственно, 80 % продуктивности вод обеспечивалось не поступлением снизу, а регенерацией биогенных элементов в пределах фотического слоя.



Рис. 3.1.2.5. Динамика модели экосистемы фотического слоя: а — запас биогенного элемента (мг·м⁻²); б — суммарная биомасса живого и косного вещества (мг·м⁻²); в — биомасса фитопланктона (г·м⁻²); г — биомасса детрита (г·м⁻²); д — биоседиментация из слоя фотосинтеза (г·м⁻²·сут⁻¹), е — отношение биоседиментации из слоя фотосинтеза к первичной продукции; 1–3 — результаты численных экспериментов водообмена через слой скачка плотности вод глубиной 10 м с показателями скорости 0.050; 0.012; 0.005 сут⁻¹ соответственно (Егоров, Поповичев и др., 1992)

Проведённая работа показала, что математическая модель, замкнутая балансом по веществу и биогенным элементам, с параметрами, определяемыми из наблюдений через показатели минерального обмена гидробионтов, трофодинамические характеристики и энергетические эквиваленты метаболизма, с достаточной степенью адекватности отражает стационарные распределения живых и косных компонент вещества в экосистеме и перспективна для решения задач оценки и прогноза в условиях изменения факторов среды. На модели установлено, что лимитированность потока биогенных элементов в фотический слой может быть источником колебательных процессов в его экосистеме, причём колебательные экосистемы будут иметь более высокую биоседиментационную способность, чем экосистемы, сбалансированные по продукции и деструкции. С помощью математической модели оценена биоседиментация из фотического слоя западной халистатики Чёрного моря, составляющая величину порядка 20 % от уровня его первичной продуктивности, которая обеспечивается на 80 % процессами регенерации биогенных элементов.

Раздел 3.2. Элементы теории управления морскими экосистемами

По глобальным ноосферным представлениям В. И. Вернадского (Вернадский, 1965), морские экосистемы являются эволюционно сформировавшимися природными объектами, в которых в единых пространственно-временных масштабах происходят взаимодействия между биотическими И абиотическими факторами среды. Энергетическим источником их существования является солнечная радиация, а вещественным — химические вещества и их соединения различной биологической значимости. С термодинамической точки зрения функционирование всякой морской экосистемы связано с усвоением и диссипацией части солнечной энергии, трансформированной в физиологически активную радиацию. С биогеохимических позиций оно направлено на потребление, трансформацию физико-химических форм и возврат в геологические депо химических элементов различной биологической значимости, а с экологических — на воспроизводство органических, минеральных и рекреационных ресурсов.

В природных условиях функционирование морских экосистем регулируется закономерностями потребления ФАР и продуцирования органического вещества в результате фото- и хемосинтеза, метаболическими реакциями и трофодинамикой, воспроизводством их видового состава, численности и биомассы в условиях разномасштабных сукцессий и трендов, которые обусловлены эволюцией, климатическим изменениями и антропогенным воздействием.

Как уже отмечалось (Беляев, 1978), морские экосистемы относятся к разряду «сложных геосистем», и их реакции на воздействия и перестройки не являются линейными, а зависят от их внутреннего состояния. В то же время наблюдения свидетельствуют об устойчивом существовании морских экосистем на различных пространственно-временных масштабах. Это указывает, что в них существуют природные механизмы реализации устойчивости по множеству биотических, абиотических и биогеохимических факторов, а значит, для изучения закономерностей

функционирования морских экосистем применимы методы теории управления и автоматического регулирования. Использование систем управления в настоящее время нашло широчайшее применение в технике, биологии, экономике и общественных науках. Область этих исследований называется теорией автоматического управления, или теорией автоматического регулирования, которая в зарубежной литературе воспринимается синонимом control theory.

Любая система управления минимально состоит из объекта управления (собственно регулируемой системы) и управляющего объекта (регулятора), замкнутых системой обратных связей (Попов, 1978). Структурная схема управления морскими экосистемами. построенная на принципах теории управления, представлена на рис. 3.2.1. На ней блок 1 охватывает биогеохимические механизмы функционирования экосистемы. Блок 2 соответствует её входным энергетическим и лимитирующим продукционные процессы химическим параметрам. Блок 3 отражает весь комплекс воздействующих биотических и абиотических факторов, к которым относятся, например, изменения метеорологических, гидродинамических, гидрохимических и экотоксикологических условий функционирования экосистем, а также характеристик воспроизводства её вещественных, энергетических и химических ресурсов. Блок 4 учитывает области толерантности действия биогеохимических механизмов функционирования экосистем. Блок 5 характеризует степень выхода воздействующих факторов из областей толерантности. И. наконец, блок 6 соответствует обратным связям, регулирующим гомеостаз экосистем.

Функционирование системы управления в соответствии со структурой, представленной на рис. 3.2.1, вербально может быть описано следующим образом. Блок 1 отражает процессы воспроизводства биологической структуры и функций экосистем при лимитировании их вещественных, энергетических и химических (блок 2) в условиях воздействия разномасштабных ресурсов природных, климатических и антропогенных факторов (блок 3). Внешние факторы (блок 3) могут выводить систему из областей толерантности. В этом случае в блоке 5 формируется процесс сравнения полученных на выходе из блока 1 и присущих системе (блок 4) областей толерантности, и в блоке 6 в виде обратных связей вырабатываются обусловленные природными механизмами взаимодействий или антропогенным влиянием воздействия (блок 6), направленные на возвращение механизмов функционирования экосистемы в области толерантности.



Рис. 3.2.1. Структурная схема управления морскими экосистемами

Обратные связи могут быть положительными и отрицательными. Действие положительных обратных связей всегда направлено на повышение степени рассогласования между выходными и заданными параметрами регулирования системы. Обратная связь, действие которой направлено на снижение степени рассогласования заданных и регулируемых параметров, называется отрицательной. В сложных геосистемах могут возникать как положительные, так и отрицательные обратные связи, но главным фактором обеспечения устойчивости систем является отрицательная обратная связь. Её аналогом в системах, связанных с химическим регулированием, является принцип Ле Шателье — Брауна (Реймерс, 1994), который гласит: «Если система находится в состоянии равновесия, то при действии сил, вызывающих нарушение состояния равновесия, система переходит в состояние, приводящее к ослаблению вызвавшего нарушение равновесия эффекта».

Чтобы регулятор начал действовать, необходимо, чтобы управляющая величина отклонилась от заданного значения. Функцию рассогласования в системах управления выполняет «чувствительное звено», или «звено сравнения», которое может быть построено на различных физических, химических или информационных принципах. Выработка управляющего сигнала, как правило отрицательной обратной связи, зависит от структуры и от принципов регулирования. Если управляющий сигнал обратной связи вырабатывается от рассогласования выходных из блока 1 и заданных в блоке 4 параметров, система называется управляемой «по отклонению».

Существуют также системы, в которых управляющий сигнал вырабатывается «по возмущению» с учётом не только рассогласования параметров, но и внутреннего состояния системы. Принцип управления «по возмущению» легко понять на примере системы государственного регулирования снабжения страны зерном. Госструктурам хорошо известны нормативы потребления зерна населением, что определяет годовые планы его производства. Если в результате метеоусловий прогноз урожая снижается, то совершенно не обязательно ждать разницы в плановых заданиях и урожае. Достаточно принять меры по его своевременной закупке. С точки зрения методов управления это реализация принципа управления «по возмущению». В реальности при закупке зерна необходимо принимать во внимание не только объём его производства, но и накопленные государственные запасы. В этом случае принцип управления «по возмущению» учитывает знание как динамических характеристик системы управления, так и её внутреннего состояния.

Особенно широкое применение такой принцип нашёл при разработке цифровых автоматических устройств — конечных автоматов. Конечный автомат, выходная последовательность сигналов которого зависит как от его состояния, так и от входных сигналов (например, кодовый замок), называется автоматом Мили, а автомат, не учитывающий внутренние состояния (висячий замок), — автоматом Мура. Следует ожидать, что необходимость знания внутреннего состояния систем может оказаться высоко значимым факторов при управлении морскими органическими ресурсами, так как известно, что при идентичных условиях нереста, весеннего прогрева вод и минерального питания первичных трофических звеньев практически каждый год на вершине пирамиды уловов оказываются различные виды рыб.

Главной целью управления является регулирование устойчивости экосистем, проявляющейся на уровне их стационарных состояний или периодических колебаний в пределах областей толерантности, которое называется гомеостазом. В современных справочниках термин «гомеостаз» обозначает саморегуляцию, способность открытой сохранять постоянство своего внутреннего состояния системы посредством скоординированных реакций, направленных на поддержание динамического равновесия. Основное свойство гомеостаза — стремление системы воспроизводить себя, восстанавливать утраченное равновесие, преодолевать сопротивление внешней среды. В биологических системах оно может быть реализовано за счёт адаптационных режимов, связанных с приспособлением строения и функций организма, или перестроек структуры, метаболических или энергетических характеристик экосистем.

Биогеоценозы могут находиться в режиме резистентного или упругого гомеостаза. При резистентном гомеостазе они могут поддерживать свою структуру и функции относительно неизменными. Упругий гомеостаз связан с перестройкой структуры и функций биогеоценозов при флуктуации внешних воздействий.

В разделах 3.1.2 и 3.1.3 было показано, что модель экосистемы фотического слоя обладала устойчивостью по биотическим и абиотическим характеристикам, если первичные продукционные процессы лимитировались по ФАР и по биогенным элементам. Модель открытой системы, замкнутая балансом по веществу, энергии и биогенным элементам. с параметрами, определяемыми из наблюдений через показатели минерального обмена гидробионтов, трофические характеристики и энергетические эквиваленты метаболизма, с достаточной степенью адекватности отражала наблюдаемые в природе закономерности распределения живых и косных компонент в пелагических экосистемах. Динамические состояния модели определялись затухающими колебаниями с масштабами времени протекания сезонных сукцессий, а стационарные уровни соответствовали реальным характеристикам распределения биотических и абиотических компонентов экосистемы. Устойчивость модели в отношении концентрационных характеристик распределения загрязнителей в среде возлействия. определялась потоком антропогенного биоседиментационной продуктивностью экосистемы, а также уровнем концентрирования и интенсивностью метаболизма загрязнителя гидробионтами. В численных экспериментах каждому уровню седиментационной способности экосистемы и степени концентрирования гидробионтами соответствовал допустимый загрязнителя максимально темп антропогенного воздействия, при котором система была стационарна.

В целом рассмотренные материалы подтвердили гипотезу В. И. Вернадского о том, что в процессе воспроизводства живого вещества воспроизводятся и условия его обитания (Вернадский, 1978), и соответствовали мнению Ю. Одума, что «организмы не только сами приспосабливаются к физической среде, но своей совместной деятельностью в экосистемах приспосабливают геохимическую среду к своим биологическим потребностям» (Одум, 1986). Результаты исследований показали, что под влиянием различного рода антропогенных и климатических воздействий биогеохимические взаимодействия могут поддерживать устойчивость состояний экосистем.

Исследование гомеостаза важно для определения адаптационных характеристик экосистем, зон их толерантности, а также пределов устойчивости экосистем по отношению к воздействию разномасштабных факторов. В связи с этим разработка теоретических закономерностей реализации гомеостаза является важной задачей возникшей совсем недавно научной дисциплины — антропогенной океанологии и биогеохимии, решающей проблемы природопользования с учётом реализации концепции устойчивого развития морских акваторий.

Раздел 3.3. Биогеохимические механизмы гомеостаза морских экосистем

В разделе 3.2 было показано, что основная цель управления — регулирование устойчивости экосистем, проявляющейся на уровне их стационарных состояний или периодических колебаний в пределах областей толерантности, которые называются гомеостазом. В биологических системах он может быть реализован за счёт адаптационных режимов, связанных с приспособлением строения и функций организма или перестройками структуры, а также сорбционных, метаболических, трофических или энергетических характеристик экосистем.

Результаты описанных в разделе 3.1 исследований показали, что модели экосистем взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды обладали устойчивостью по биотическим характеристикам, если первичные продукционные свойства экосистемы лимитировались ФАР и биогенными элементами. Их динамические состояния определялись затухающими колебательными процессами с периодами колебаний, соответствующими временному масштабу сукцессии в экосистемах фотического слоя. При слишком больших отклонениях начальных условий от состояния природных наблюдаемых экосистем в них возникали режимы релаксационных колебаний, в течение которых характеристики модели не отражали состояния планктонных сообществ пелагиали. После завершения релаксационных колебаний состояния моделируемых систем качественно соответствовали реальным характеристикам распределения компонентов экосистем в фотическом слое вод. Устойчивость систем в отношении концентрационных характеристик распределения загрязнителей в среде определялась их антропогенным потоком, биоседиментационной продуктивностью экосистемы и уровнем накопления в гидробионтах. Каждой биоседиментационной способности экосистемы и уровню концентрирования загрязнителя гидробионтами соответствовал максимальный темп антропогенного воздействия, при котором система

была стационарна. Эти материалы свидетельствовали о существовании природных биогеохимических механизмов реализации гомеостаза морских экосистем, исследование которых рассмотрено в настоящем разделе.

Раздел 3.3.1. Концентрирующая функция живого и косного вещества

Взаимодействие живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды определяется ИХ поглощением из воды, концентрированием и переносом по акваториям, минерализацией, трансформацией физико-химических форм, выведением в воду в результате метаболических, трофических и сорбционных процессов, а также депонированием в водных и геологических депо. В настоящем рассмотрены характеристики разделе радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем при парентеральном и алиментарном путях минерального обмена гидробионтов. Оценён вклад в гомеостаз сорбционных процессов, определена значимость показателя концентрирующей способности живого и косного вещества — коэффициента накопления (К_н) при решении задач гомеостаза и санитарно-гигиенического качества вод.

<u>Парентеральный минеральный и сорбционный обмен гидробионтов и косного</u> <u>вещества.</u> В случае парентерального пути минерального питания дифференциальная форма модели с учётом одного обменного фонда в гидробионте имеет вид:

$$\frac{dC_{\rm r}}{dt} = p \ (C_{\rm B}K_{\rm c} - C_{\rm r}), \qquad (3.3.1.1)$$

где С_в и С_г — концентрация радионуклида в воде и гидробионте;

 K_c — стационарное значение коэффициента накопления (при $t = \infty$);

р — показатель скорости обмена радионуклида гидробионтом.

Интегральное решение этого дифференциального уравнения для открытой системы может быть выражено следующей формулой:

$$C_{r}(t) = K_{c}C_{B0} + (C_{r0} - C_{B0}K_{c})e^{-pt},$$
 (3.3.1.2)

где C_{B0} и C_{r0} — концентрации радионуклида в воде и гидробионте в начальный момент времени (t = 0).

Из соотношений (3.3.1.1) и (3.3.1.2) видно, что при стационарности системы минерального обмена соблюдаются условия $C_B = C_{B0}$ и $C_r(t) = \text{const.}$ При нарушении стационарности состояния системы за счёт поступления в неё радионуклида и повышения C_B от C_{B0} до C_{B01} ($C_{B01} > C_{B0}$) концентрация радионуклида в гидробионте (C_r) будет возрастать до тех пор, пока не достигнет уровня $C_r = K_c C_{B01}$ и пока правая часть

соотношения (3.3.1.1) не станет равной нулю. Нарушение стационарности системы среде — гидробионт радионуклид в морской из-за увеличения концентрации радионуклида в воде увеличит, в свою очередь, поток его извлечения из воды за счёт концентрирующей способности гидробионта. При изменении стационарности системы радионуклид в морской среде — гидробионт за счёт уменьшения концентрации радионуклида в воде повысится поток поступления в воду выведенного гидробионтом радионуклида. Отсюда следует, что в целом система взаимодействия радионуклида в воде с гидробионтом всегда направлена на достижение стационарного значения K_c. Именно поэтому эффект радиоизотопного гомеостаза таких систем обусловлен тем, что потоки его извлечения из воды или поступления в воду за счёт выведения из гидробионта всегда направлены встречно потокам внешнего нарушения стационарных условий системы по фактору радиоактивного загрязнения водной среды. Легко заметить, что в системах радионуклид в морской среде — гидробионт, в которых вместо живого вещества находится неживое, протекают процессы физической и химической сорбции радионуклидов, а значит, отмеченный эффект гомеостаза для них также остаётся значимым фактором кондиционирования радиоизотопного состава вод.

<u>Алиментарное минеральное питание гидробионтов.</u> В разделе 2.3.2 приведена дифференциальная модель кинетики пищевого поступления и метаболического выведения радионуклида из одного обменного фонда гидробионта:

$$dC_{r} / dt = R \cdot (C_{n}q - C_{r}q_{n}) - C_{r}p, \qquad (3.3.1.3)$$

где C_г и C_п — концентрация химического элемента или радионуклида в гидробионте и его пище соответственно;

qп и q — коэффициенты усвоения пищи на рост и элемента из пищи;

R — относительный суточный рацион гидробионта;

р — показатель скорости обмена элемента гидробионтом.

Из этого соотношения следует, что изменения содержания химических компонентов экосистемы в гидробионтах определяются изменением их концентраций в первичных звеньях трофических цепей, а значит, характеристики гомеостаза консументов в первую очередь зависят от закономерностей минерального обмена гидробионтов при парентеральном пути их минерального питания. С другой стороны, в зависимости от соотношения значений коэффициентов q_п и q концентрирование химических элементов в каждом последующем звене трофических цепей может быть как выше, так и ниже, чем в предыдущих. В литературе имеются сообщения, что

концентрационная способность консументов в отношении химических веществ различной биологической значимости вверх по трофическим цепям убывает (Romero-Romero et al., 2017). В этом случае на каждом их трофическом уровне формируются потоки неусвоенных химических веществ из закрытых систем в открытые, направленность потоков переноса которых соответствует реализации принципа Ле Шателье — Брауна. Однако для таких токсикантов, как ртуть и ХОС, отмечено увеличение уровней их содержания по трофической цепи, связанное, по-видимому, с их концентрированием в печени морских животных (Sun et al., 2017; Van der Velden et al., 1991). Тем не менее общая закономерность влияния концентрирующей способности гидробионтов на характеристики гомеостаза сохраняется, так как потоки извлечения радионуклидов и их изотопных и неизотопных носителей из воды или поступления в воду за счёт выведения из гидробионта всегда направлены встречно потокам внешнего нарушения стационарных условий системы по фактору радиоактивного или химического загрязнения морской среды.

<u>Седиментационные процессы.</u> Седиментация является одним наиболее значимых процессов биогеохимического самоочищения вод от радиоактивных и химических загрязнений. В соответствии с теоретическими представлениями (Поликарпов, Егоров, 1986), зависимость потока депонирования загрязняющих веществ в поверхностном слое донных отложений (П_{до}) от v_{сед} описывается соотношением:

$$\Pi_{yg} = v_{ceg} \cdot C_{ceg} \qquad (3.3.1.4)$$

или:

$$\Pi_{yg} = (abP + \Pi_{an}) \cdot K_{H}C_{B}, \qquad (3.3.1.5)$$

где Р — удельная первичная продукция (кгС·м⁻²·год⁻¹);

а и b — параметры, учитывающие соответственно пересчёт первичной продукции (P) из углеродных единиц в сухую массу взвесей, а также часть первичной продукции, элиминируемую из водной среды и поступающую в виде седиментов в поверхностный слой донных осадков;

 Π_{an} — удельный поток аллохтонных осадков (кг·м⁻²·год⁻¹);

Св — концентрация загрязнителя в водной среде;

К_н — осреднённый коэффициент накопления загрязнителя седиментами.

Из соотношения 3.3.1.4 видно, что интенсивность потока (П_{до}) в первую очередь определяется изменениями концентрации загрязняющих веществ в акватории (С_в), первичной продукцией (Р), поступлением аллохтонных взвесей (П_{ал}) и концентрирующей способностью (К_н) биогенных и терригенных взвесей.

Известно (см. главу 1), что антропогенные воздействия приводят, как правило, к возрастанию концентрации загрязнителей в воде, а также к общему повышению трофности вод, связанной с увеличением потока поступления в акватории биогенных элементов и терригенного материала с береговым стоком. В целом антропогенные воздействия увеличивают П_{уд}. Естественно, что этот поток уменьшает содержание загрязняющих веществ в водной среде, то есть его влияние направлено на компенсацию вызвавших его причин. Именно поэтому соотношение (3.3.1.5) демонстрирует проявление в природных условиях принципа Ле Шателье — Брауна, воздействие которого направлено в сторону стабилизации экологического состояния морских экосистем под влиянием факторов загрязнения и гиперэвтрофикации вод.

На рис. 3.3.1.1 представлены результаты исследований потоков депонирования ⁹⁰Sr (а), ¹³⁷Cs (б), ²³⁹⁺²⁴⁰Pu (в), ²¹⁰Po (г), ∑ПХБ₅ (д), ∑ДДТ (е) и ртути (ж) в толще донных отложений в зависимости от удельных седиментационных потоков (кг·м⁻²·год⁻¹) в акватории севастопольских бухт (Егоров и др., 2018в). На рисунке видно, что потоки поступления загрязняющих веществ в донные отложения (Пуд) возрастали с увеличением скорости седиментации v_{сед}. Это означает, что всякое повышение v_{сел} и С_{сел} всегда приводило к росту интенсивности их депонирования в толще донных осадков (Пуд). Именно поэтому представленные материалы свидетельствовали, что основные биогеохимические механизмы депонирования загрязняющих вешеств в донных отложениях связаны с инициирующими седиментацию первично-продукционными процессами, с потоками поступления аллохтонных взвесей в акватории, а также с концентрирующей способностью седиментов в отношении контаминантов.

Коэффициент накопления как показатель интенсивности гомеостаза и санитарно-гигиенического качества вод. Рассмотренный в предыдущем разделе обзор показал, что удельная масса (m_{yд}) и концентрирующая способность живого и косного вещества характеризуются коэффициентом накопления (K_H), являющимися основными количественными факторами радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем. Это в первую очередь обусловлено тем, что установленные параметры позволяют определить соотношение содержания (или пулов) химических веществ и их радионуклидов (Q_r) в составе живого или косного вещества к их пулу (Q_в) в морской воде. Величина соотношения Q_г/Q_в рассчитывается по формуле (Поликарпов, 1964; Егоров, 2012):

$$\frac{Q_{\rm r}}{Q_{\rm B}} = \frac{100}{1 + 1/m_{\rm yg}K_{\rm H}} \left(\%\right) \tag{3.3.1.6}$$

где тудетьная масса;

К_н — осреднённое значение коэффициента накопления элемента или радионуклида живыми и косными компонентами экосистемы.

Из рассчитанной по формуле (3.3.1.6) номограммы (рис. 3.3.1.2) видно, что в интервале измеренных значений концентрирующей функции (табл. 1.6.1) и наблюдаемых в природе удельных масс гидробионтов пул химических элементов на живом и косном веществе может быть значимым биогеохимическим фактором. Именно поэтому возникла проблема учёта этого фактора при решении экотоксикологических и биогеохимических проблем.



Рис. 3.3.1.1. Зависимость потоков депонирования ⁹⁰Sr (a), ¹³⁷Cs (б), ²³⁹⁺²⁴⁰Pu (в), ²¹⁰Po (г), $\Sigma\Pi XE_5$ (д), $\Sigma ДДТ$ (е) и ртути (ж) в толще донных отложений от соответствующих удельных седиментационных потоков (кг·м⁻²·год⁻¹) (Егоров и др., 2018в)



Рис. 3.3.1.2. Номограмма распределения радионуклида или его изотопного носителя между гидробионтами и водой в зависимости от коэффициента накопления и удельной массы живого или косного компонента экосистемы (построена Егоровым по данным Г. Г. Поликарпова)

Фактор учёта растворённых и взвешенных форм загрязняющих веществ при получении экотоксикологических и седиментационных оценок. В современных нормативных актах показатель предельно допустимой концентрация загрязнителя в воде (ПДК) нормируется, как правило, по суммарному его содержанию в растворённой и взвешенной физико-химических формах (Предельно допустимые сбросы (ИДС)..., 2005). Это свидетельствует о принятии допущения, что санитарногигиенические критерии основаны на признании одинакового экотоксикологического воздействия отмеченных форм. Как известно, взвешенное вещество составляют фитопланктон, зоопланктон, детрит и терригенные частицы. Оно взаимодействует с радиоактивными и химическими компонентами морской среды, поглощая и обменивая контаминанты в ней, одновременно изменяя их доступность для объектов санитарно-гигиенической защиты. Отсюда следует, что использование в качестве санитарно-гигиенических критериев суммарного содержания растворённых И взвешенных форм контаминантов в воде требует отдельных обоснований.

В исследованиях концентрирования ртути взвешенным веществом в Чёрном море (Стецюк, Егоров, 2018) показано, что коэффициенты её накопления взвесями ртути (К_{взв}) были очень велики — от 0.023·10⁶ до 7.067·10⁶. Вследствие этого

рассчитанный по формуле 3.3.1.4.1 пул ртути на взвесях исследованного района составлял от 1 до 98 % от общего содержания её в водной среде. Рассмотрение зависимости изменения концентрации растворённой и суммарной (взвешенной и растворённой форм) ртути в воде (рис. 3.3.1.3А) показало, что ранжированная по суммарной ртути её концентрация значительно чаще превышала ПДК, чем при учёте только растворённой формы ртути. Именно поэтому нормирование санитарногигиенической обстановки по суммарной форме ртути может давать завышенные оценки экотоксикологической опасности.



Рис. 3.3.1.3. Характеристики концентрирования ртути черноморскими взвесями: А — изменение концентрации ртути в воде в зависимости от пула ртути на взвесях; Б — изменение коэффициентов накопления ртути взвесями при учёте растворённой ($K_1 = C_{B3B}/C_{pactB}$) и суммарной ($K_2 = C_{B3B}/C_{сум}$) физико-химических форм содержания ртути в воде; В — зависимость отношения коэффициентов накопления, ранжированных по суммарной (K_2) и только растворённой (K_1) формам ртути в воде, от пула ртути на взвесях в воде (Стецюк, Егоров, 2018)

Из соотношения 3.3.1.6 следует, что поток седиментационного самоочищения вод зависит как от коэффициентов накопления химических веществ, так и от их пула на взвесях. На рис. 3.3.1.3Б видно, что коэффициенты накопления $K_2 = C_{B3B}/C_{сум}$, рассчитанные по суммарной (растворённой и взвешенной) форме содержания ртути в воде, могли быть в несколько раз ниже, чем коэффициенты $K_1 = C_{B3B}/C_{раств}$, рассчитанные с учётом только растворённой формы ртути. Это было обусловлено тем, что с увеличением пула ртути на взвесях величина K_2/K_1 уменьшалась (рис. 3.3.1.3В).

Представленные на рис. 3.3.1.3А и 3.3.1.3Б материалы свидетельствуют о том, что ранжирование коэффициентов накопления ртути взвесями может значительно снижать реальные оценки седиментационного самоочищения вод от радиоактивных и химических загрязнений.

В целом результаты представленных в разделе 3.3.1 исследований показали, что концентрирующая способность живого вещества, как и сорбирующая способность косного, является одним из самых значимых факторов биогеохимического механизма самоочищения вод. Это позволило интерпретировать такой параметр, как коэффициент накопления (К_н), не только для характеристики радиоэкологических процессов (Поликарпов, 1964) и решения санитарно-гигиенических проблем, но и как важный показатель интенсивности биогеохимических циклов загрязняющих веществ в морской среде.

Раздел 3.3.2. Адаптационные характеристики гидробионтов

В настоящем разделе адаптационные характеристики гидробионтов рассмотрены на примерах реакции черноморской зелёной водоросли Ulva rigida Ag. на хроническое и импактное воздействие полихлорбифенилов, а также на исследовании адаптивной устойчивости пигментной системы зелёных водорослей Enteromorpha intenstinals (L.) в среде с концентрацией фенола (Егоров и др., 2012).

Результаты экспериментов отображены на рис. 3.3.2.1. По данным расчётов в этом опыте, средняя концентрация хлорофилла *a* в образцах талломов ульвы в начальный момент составила 0.087, хлорофилла *b* — 0.054 мг·(100 г)⁻¹. Наблюдения показали, что в образцах талломов ульвы во всех аквариумах в течение 3 ч наблюдалось снижение концентрации хлорофиллов *a* и *b* (рис. 3.3.2.1a и 3.3.2.16). Максимальное уменьшение отмечено при контакте ульвы с раствором ПХБ с концентрацией 100 мг·л⁻¹ (рис. 3.3.2.1a), когда, по отношению к контролю, содержание хлорофилла *a* снизилось до 60 %, а хлорофилла *b* — до 80 % (рис. 3.3.2.16).

В последующий период, в течение 1 ч, концентрация хлорофиллов *a* и *b* в водорослях возросла до контрольного уровня и даже превысила его, а затем, через 2 ч, она стабилизировалась на уровне, близком к уровню их содержания в образцах талломов в контрольном аквариуме. При этом концентрация феофитина в целом изменялась противофазно (рис. 3.3.2.1в) содержанию фотопигментов, в течение первого часа повысилась и далее к 15 ч также вернулась к контрольному значению. Максимальное увеличение концентрации феофитина — на 60 % — наблюдалась в аквариуме с наибольшей концентрацией ПХБ (рис. 3.3.2.1в).

Из литературных источников известно (Бриттон, 1986), что отношение хлорофилла *а* к его деградированной форме (феофитину), составляющее меньше 1, указывает на отмирание или распад хлоропластов водорослей. Из данных осеннего опыта видно (табл. 3.3.2.1), что в 12 часов дня в аквариуме с максимальной концентрацией ПХБ указанное соотношение стало равно 0.58, что в нашем случае свидетельствовало о значительном распаде хлорофилла *а* под действием совокупности факторов: повышенной мутности, а также высокой концентрации ПХБ и ацетона.



Рис. 3.3.2.1. Концентрация хлорофилла *a* (а), хлорофилла *b* (б) и феофитина (в) в *Ulva rigida* (относительно контроля) в опыте 10.11.2011 (Егоров, Малахова и др., 2012)

Arnonusar	Время суток 10.11.2011							
Аквариум	9ч	10 ч	12 ч	13 ч	15 ч			
Контрольный	4.54	4.78	2.72	1.57	3.22			
С ацетоном (5 мл·л ⁻¹)	4.68	2.35	1.48	2.15	1.90			
С ПХБ (Арохлор 1254) (5 мл·л ⁻¹) + ацетон (5 мл·л ⁻¹)	5.38	3.52	1.41	1.26	_*			
С ПХБ (Арохлор 1254) (100 мл·л ⁻¹) + ацетон (5 мл·л ⁻¹)	4.21	2.11	0.58	2.38	3.63			

Таблица 3.3.2.1. Среднее соотношение между хлорофиллом *а* и феофитином в ульве (Егоров, Малахова и др., 2012)

* — нет данных

Результаты экспериментальных наблюдений показали, что при содержании зелёной водоросли Ulva rigida в водной среде с ацетоном и Арохлором 1254 механизмы её адаптационных реакций на воздействие токсикантов на масштабе трёх-четырёх в распаде хлорофиллов с соответствующим часов проявлялись образованием феофитина, с последующим на масштабе двух часов стимулированием увеличения концентрации хлорофиллов до достижения контрольного уровня. Анализ общих кинетических закономерностей реакции талломов позволил обратить внимание на тот факт, что действие адаптационных механизмов в конечном счёте всегда было контрольного уровня направлено в сторону достижения содержания в них хлорофиллов. При этом наблюдались свойства адаптационной системы водорослей, проявляющиеся в инерционном превышении контрольных уровней при возвращении к стационарным состояниям из областей с повышенной, как так и с пониженной относительной концентрацией хлорофиллов в водорослях. Анализ кинетических закономерностей изменения пигментного состава водорослей в целом позволил заключить, что адаптационная система их реакции на воздействие токсикантов в интервале рассмотренных в опытах концентраций (100 мг·л⁻¹ Арохлора 1254 + 5 мл·л⁻¹ ацетона) соответствовала системе управления «по отклонению» с отрицательной обратной связью.

Проведённые исследования адаптивной устойчивости пигментной системы макрофитов в условиях воздействия химических токсикантов (Егоров, Ерохин, 1988) показали, что изменения концентрации хлорофилла *а* в морских зелёных водорослях *Enteromorpha intenstinals* (L.) в среде с концентрацией фенола от 0.1 до 100.0 мл·л⁻¹ имели колебательный отклик (рис. 3.3.2.2).



Рис. 3.3.2.2. Относительное изменение содержания хлорофилла *а* в талломах *Enteromorpha intestinalis* в морской воде с концентрацией фенола 0.1 мг·л⁻¹ (а); 1 мг·л⁻¹ (б); 10 мг·л⁻¹ (в); 100 мг·л⁻¹ (г) в зависимости от времени экспозиции. $X = C_x / C_{xk-1}$, где C_x и C_{xk-1} — соответственно концентрация хлорофилла в макрофитах при воздействии фенола и в контроле (Егоров, Ерохин, 1998)

Исследование результатов экспериментов методом «чёрного ящика» позволило определить передаточную функцию системы и её параметры. Было установлено, что кинетические закономерности реализации адаптационной функции водорослей на воздействие фенолов с достаточной степенью адекватности описывались моделью, содержащей дифференцирующее и колебательное звенья. Анализ результатов моделирования (Егоров, Ерохин, 1988) показал, что с увеличением концентрации фенола в воде понижался запас устойчивости и возрастала статическая ошибка биохимической адаптационной системы макрофитов. Это приводило к ухудшению способности водорослей восстанавливать концентрацию хлорофилла *а* до нормального физиологического уровня.

Раздел 3.3.3. Трофический фактор гомеостаза

Одним из факторов антропогенного воздействия является гиперэвтрофикация вод, проявляющаяся практически на всех звеньях морских экосистем. В условиях гиперэвтрофикации может на порядки величин повышаться первичная продукция фитопланктона. В связи с этим возникают избыточные ресурсы энергетического питания для консументных звеньев. Как известно, зависимость рациона морских организмов от удельной массы пищевых объектов описывается уравнением Ивлева (Ивлев, 1955). Поглощённая пища расходуется на основной обмен, на соматический и генеративный рост, а часть рациона в виде минерализованных фекалий, экзоскелетов и экзувий (Петипа, 1981) является компонентом седиментационных потоков. В условиях гиперэвтрофикации зоопланктонные организмы из избыточной части рациона формируют псевдофекалии, комки которых за счёт гравитации ускоряют потоки седиментационного самоочищения вод (Фаулер, Бенаен, 1979).

Экспериментальное моделирование процессов трофического гомеостаза выполнялось на примере пищевого поглощения зоопланктонными организмами *Acatia clause*, меченых по ⁶⁰Со одноклеточных водорослей *Prorocentrum micants*. Результаты выполненных нами совместно с Т. Е. Гулиной и В. Н. Поповичевым наблюдений показали, что суточный рацион зоопланктонных организмов в значительной степени зависел от удельной численности клеток фитопланктона в воде экспериментальных аквариумов (рис. 3.3.3.1).



Рис. 3.3.3.1. Схема седиментационной функции *Acatia clause* при питании *Prorocentrum micants* в зависимости от трофности вод (по данным Т. Е. Гулиной, В. Н. Поповичева и В. Н. Егорова)

На рис. 3.3.3.1 кружками показаны рассчитанные по радиоактивности зоопланктёров суточные рационы, а сплошными линиями нанесены оценённые их траты на различные компоненты энергетического обмена. На рисунке видно, что

при малой удельной численности клеток водорослей в воде рацион Acatia clause был пренебрежимо мал. Этот диапазон удельной биомассы клеток Prorocentrum micants соответствовал трофности вод, при которой энергетические траты на основной обмен Acatia clause превышали траты на поиск и захватывание пищи. С повышением численности клеток фитопланктона в условиях, соответствующих удельной олиготрофным водам, суточный рацион обеспечивал только основной обмен и соматический рост зоопланктонных организмов. В мезотрофных водах обеспечивались также энергетические траты на соматический рост, а в эвтрофных водах значительная часть энергии потреблённой пищи трансформировалась в седиментационные потоки с увеличением вклада псевдофекалий в оборот органического вещества в морской среде. При гиперэвтрофикации вод наступал предел биоседиментационной способности от метаболизма планктонных организмов с возникновением условий цветения фитопланктона и его отмирания в результате экотоксикологических процессов.

Анализ приведённых на рис. 3.3.3.1 результатов экспериментального моделирования с биохимической точки зрения позволил проинтерпретировать их следующим образом. В олиготрофных водах диссипация поглощённой зоопланктоном энергии и минерализация органического вещества происходят в среде обитания фитопланктона, поэтому в неё возвращаются лимитирующие первичную продукцию биогенные элементы. С увеличением трофности вод возрастает биоседиментационный поток, воздействие которого направлено на вынос лимитирующих первичную продукцию биогенных элементов из фотического слоя. Таким образом, эффект трофического фактора гомеостаза заключается в том, что в олиготрофных условиях ускоряется оборот биогенных элементов в водной среде, а с повышением трофности цикл их оборота замедляется, что в обоих случаях увеличивает устойчивость пелагических экосистем.

Раздел 3.3.4. Популяционные характеристики биотопов

В современных условиях морские экосистемы функционируют под воздействием большого количества антропогенных и климатических факторов. К ним в первую очередь относятся: химическое и радиоактивное загрязнение морской гиперэвтрофикация вод. заморные явления, ухудшение физических, среды, физиологических и трофических условий существования и размножения, а также превышающее воспроизводство потребление органических ресурсов. Их влияние

к негативным генетическим перестройкам, может приводить к изменению адаптационной способности, к ухудшению физиологического состояния, метаболизма, соматического роста и воспроизводства, к повышению смертности. К настоящему времени не известны методики определения комплексного отклика экосистем на все компоненты антропогенного воздействия. Исследования показали, что в районах, антропогенному стрессу, не уменьшается эффективность подверженных преобразования солнечной энергии в биологическую форму материи, но происходит перестройка экосистем в сторону снижения численности видов с более длительным жизненным циклом (Hubert, 1984). Для исключения нежелательных перестроек необходимо знать влияние на структуру морских сообществ как отдельных факторов, так и их совокупного воздействия. Попытка решения такой задачи связана с допущением, что устойчивость возрастной структуры популяций морских организмов является проявлением надёжности экосистем, а нарушения устойчивости считаются отказами. В этом случае количественная мера отказов может коррелировать с выживаемостью гидробионтов, сих репродуктивной способностью или с промысловым усилием.

Исследования с использованием положений теории отказов были выполнены на примере двух популяций, одна из которых имела трёх-, а вторая — пятилетний жизненный цикл (Поликарпов и др., 1987). Структура модели представлена на рис. 3.3.4.1.



Рис. 3.3.4.1. Возрастная структура популяций гидробионтов с пятилетним (1) и трёхлетним (2) циклами жизни: a₁-a₅ и a₁-a₃ — возрастные категории (лет); x₄₁-x₅₁ и x₃₁ — показатели воспроизводства; b₁-b₅ и b₁-b₃ — показатели смертности; c₁, c₂ и c₃ — показатели вылова (Поликарпов, Егоров, Левченко, 1987а)

Она отражала функционирование двух популяций, конкурирующих за принятое в качестве допущения удельное количество пищи в условиях влияния на выживаемость всех возрастных групп, репродуктивную способность старших поколений и интенсивность промысла. Количественная мера отказов могла нормироваться показателями смертности, репродуктивной способности или промыслового усилия, а также их относительной частотой по отношению к длительности жизненных циклов.

Анализ численных экспериментов на модели показал, что при отсутствии отказов относительные численности сеголеток были пропорциональны парциально доступному количеству пищи (рис. 3.3.4.2). В численных экспериментах, отражающих влияние отказов на выживаемость гидробионтов, их высокая мера и интенсивность приводили к вымиранию всех возрастных групп популяций. Однако в широком интервале изменений значений интенсивности и частоты отказов их воздействие приводило к элиминации из системы популяции с более длительным жизненным циклом и к выживанию популяции с более коротким жизненным циклом (рис. 3.3.4.2). Это было связано с тем, что при высокой относительной частоте отказов они на масштабе жизни отдельных поколений обязательно подвергались воздействию, приводящему к смертности популяции. В численных экспериментах, отражающих характеристики воздействия отказов на репродуктивную способность и промысловый пресс, получены совершенно аналогичные результаты (Поликарпов и др., 1987). Эти материалы свидетельствовали, что функционирование морских экосистем в условиях антропогенного воздействия может приводить к наблюдаемым в природных условиях перестройкам, направленным в сторону снижения численности видов с более длительными жизненными циклами. Общеизвестно, что гидробионты с более низкими размерными спектрами имеют, как правило, более высокие суточные рационы и интенсивность соматического и генеративного роста. Именно поэтому они в большей мере извлекают химические субстраты из водной среды, а следовательно, изменение размерных спектров популяций в результате антропогенного воздействия является одним из факторов радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем.



Рис. 3.3.4.2. Изменение численности сеголеток популяций с пятилетним (1) и трёхлетним (2) циклами жизни при воздействии различной частоты отказов на выживаемость всех возрастных групп (Поликарпов, Егоров, Левченко, 1987а)

Раздел 3.3.5. Гомеостаз эстуарных зон

На геохимических барьерах река — море происходят замедление течения и насыщение морскими солями речных вод, осаждение крупных фракций взвесей, коагуляция мелких глинистых частиц, флокуляция органических веществ и металлов, интенсивное развитие продукционных процессов. Здесь осаждается подавляющая часть речных взвесей и осуществляется переход от преобладания взвешенных форм химических элементов, типичных для речных вод, к преобладанию растворённых (Лисицын, 1982), поэтому исследование биохимических закономерностей гомеостаза на барьере река — море вызывает интерес при изучении физико-химических условий функционирования морских экосистем. В рамках настоящей работы характеристики химического гомеостаза рассмотрены на примере сравнительного анализа распределения минерального фосфора и обмена его радиоизотопа ³²Р различными фракциями взвесей в приустьевых районах рек Дунай в северо-западной части Чёрного моря и Чорох — в юго-восточной части (Поповичев, Егоров, 2008).

Результаты экспериментов с радиоактивным фосфором как меткой показали, что профили вертикального распределения биотического поглощения ³²Р в воде в северо-

западной части Чёрного моря коррелировали с профилями хлорофилла *а* и флуоресценции (рис. 3.3.5.1). Они также отражали процессы лимитирования первичной продукции фитопланктона в зимний и летний периоды в глубоководной части Чёрного моря (рис. 3.3.5.2).



Рис. 3.3.5.1. Вертикальные распределения хлорофилла *a* (1), флуоресценции (2), показателей скорости суммарного поглощения (V_r) (3) и сорбции (V_{ab}) (4) 32 Р фракцией взвеси свыше 0.45 мкм в точке с координатами 44°58.73′N, 29°45.18′E (26.04.1997) (Поповичев, Егоров, 2000)

В исследованиях морских эстуарных зон было определено, что на барьерах река — море Дуная и Чороха с уменьшением солёности вод концентрация PO₄ также снижалась (рис. 3.3.5.3.).

В придунайском районе при нулевой солёности была зарегистрирована более высокая фосфорная эвтрофикация вод, но в водах с одинаковой солёностью концентрация РО₄ была выше в причорохском районе. На барьере река Дунай — море по мере роста солёности вод снижался процентный вклад крупных фракций взвесей и возрастал вклад мелких (рис. 3.3.5.4).



Рис. 3.3.5.2. Вертикальные распределения концентрации минерального фосфора в воде (1) и первичной продукции (2) и отношения скорости биотического поглощения фосфора [V_n(biot)] к скорости его поглощения продуцентами [V_n(pacч)] (3) в зимний (а) и летний (b) периоды в центре западной глубоководной части Чёрного моря (43°25.0'N, 31°10.0'E) (Поповичев и Егоров, 2000)



Рис. 3.3.5.3. Зависимость концентрации фосфатов (PO₄) от солёности поверхностной воды в устьевых зонах Дуная и Чороха (Поповичев, Егоров, 2000)



Рис. 3.3.5.4. Процентный вклад разных размерных фракций взвеси из района дельты Дуная в поглощение минерального фосфора в зависимости от солёности воды (Поповичев, Егоров, 2000)

Аналогичный тренд зарегистрирован в приустьевой зоне р. Чорох (рис. 3.3.5.5), однако в причорохском районе вклад мелких фракций был меньшим. Их удельный вклад стал значимо увеличиваться только при солёности свыше 17 ‰. Это объяснялось горными условиями стока реки Чорох, несущей большое количество крупных глинистых частиц (Поповичев, Егоров, 2008).



Рис. 3.3.5.5. Процентный вклад разных размерных фракций взвеси из устьевой зоны р. Чорох в поглощение минерального фосфора в зависимости от солёности поверхностной воды (Поповичев, Егоров, 2000)
Результаты исследований в районе р. Дунай приведены на рис. 3.3.5.6. На нём видно, что в районе расположенного на расстоянии 17 км от береговой черты гидрофронта при солёности 2 ‰ резко уменьшилось количество взвесей в воде и стали возрастать показатели скорости поглощения взвесями минерального фосфора. Пик показателя скорости поглощения фосфора отслеживался до мористой части гидрофронта с минимальным его значением в воде (с солёностью 14 ‰).

В водах с более высокой солёностью отмечено значительное повышение показателя поглощения фосфора, которое было обусловлено увеличением вклада мелких живых компонентов взвесей (рис. 3.3.5.7), объясняемого, по-видимому, повышением первичной продуктивности фитопланктона.



Рис. 3.3.5.6. Характеристики гидрофронта в районе дельты р. Дунай (Поповичев, Егоров, 2000) (по разрезу «Сулинское гирло»): а — изменение концентрации взвеси (1 — С_{взв}) в поверхностной воде и солёности (2 — S) в зависимости от расстояния до условной береговой линии; б — изменение показателей скорости поглощения (3 — V_r) и сорбции

В целом установлено, что на геохимических барьерах река — море при снижении солёности вод концентрация крупных (глинистых) фракций взвесей снижалась, а мелких фракций взвесей — возрастала.

В интервале солёности вод, соответствующей гидрофронту, наблюдался пик повышения показателей скорости минерального фосфора, который связан как с крупными, так и с мелкими фракциями взвесей. По-видимому, он был обусловлен изменением их химической сорбционной способности и растворимости субстратов.

За пределами гидрофронтов, при солёности свыше 14 ‰, возрастали удельная масса и показатели скорости биотического поглощения фосфора. В условиях значительного снижения концентрации минерального фосфора в черноморской воде (солёностью свыше 17 ‰) (рис. 3.3.5.3) периоды его оборота существенно уменьшались. Это снижало лимитирующую роль фосфатов в продуцировании органического вещества фитопланктоном, что является биохимическим фактором минерального гомеостаза на барьерах река — море.



Рис. 3.3.5.7. Зависимости показателей скорости поглощения минерального фосфора (1 — V_r) и его сорбции (2 — V_{ab}) от солёности воды для разных размерных фракций взвеси из района дельты р. Дунай: а — > 10 мкм; б — 2–10 мкм; в — 0.45–2 мкм; г — > 0.45 мкм (Поповичев, Егоров, 2000)

Раздел 3.3.6. Гомеостаз прибрежных вод по биогенным элементам

Одной из основных современных экологических проблем Чёрного моря является гиперэвтрофикация вод (Виноградов и др., 1992). Рост интенсивности потоков поступления биогенных элементов в морскую среду привёл к увеличению первичной продуктивности фитопланктона и к изменению видового разнообразия гидробионтов прибрежных экосистем (Зайцев, 1992). С другой стороны, исследования показали, что в Чёрном море концентрация нитратов, лимитирующая первичную продуктивность вод, составляет 2 мкг-ат/л. В то же время было отмечено, что суммарное содержание нитратов и нитритов в диапазоне величин 0.06-0.97 мкг-ат/л не коррелировало с величиной первичной продукции (Ведерников, 1991). Четырёх- и пятикратное повышение концентрации нитратов в Чёрном море в первой фазе эвтрофикации не привело к увеличению концентрации хлорофилла а в воде, что свидетельствовало о превалировании минерального питания фитопланктона в летние месяцы, главным образом за счёт регенерированных биогенных элементов (Юнев, 2011). Материалы по фосфорному метаболизму показали, что достаточно высокий уровень первичной продуктивности вод Чёрного моря, до 100 мгС·м⁻³·сут⁻¹, обеспечивался даже при предельно низких, не более 0.1 мкг-ат/л, концентрациях фосфатов в воде (Сорокин, Авдеев, 1991). Были сделаны обобщения, что в слое 0-1 м прибрежных вод Чёрного моря свет и биогенные вещества, как правило, слабо лимитируют скорость роста фитопланктона (Стельмах, 2017). Обнаружено, что в подверженных эвтрофикации Чёрного моря районах наблюдаются статистически значимое уменьшение среднегодовых концентраций минерального фосфора в слое фотосинтеза, а также увеличение его содержания в подстилающих водах на глубинах 50-100 м (Финкельштейн, Проненко, 1991). Эти данные свидетельствовали о проявлении гомеостаза биогенных элементов в фотическом слое вод в результате протекания первичных продукционных процессов. В рамках решения этой проблемы в настоящем разделе на примере двухлетних наблюдений рассмотрено влияние первичной продуктивности фитопланктона как фактора гомеостаза содержания биогенных элементов в прибрежной акватории г. Севастополя (Егоров и др., 2018а).

Материалы наблюдений (рис. 3.3.6.1А и 3.3.6.1Б) свидетельствовали, что первичная продукция фитопланктона вносила определённый вклад в содержание взвешенного органического вещества (ВОВ) в воде, что приводило к его массообмену в фотическом слое.

Расчёты периодов массообмена ВОВ в прибрежной акватории Севастополя при соотношении 1:10 содержания органического углерода в фитопланктоне к его сырой массе (Раймонт, 1983; Стельмах, Бабич, 2006) показали (рис. 3.3.6.2), что в весенне-летний сезон года период массообмена ВОВ составлял от 2 до 10 сут, а в осенне-зимний оценивался в более чем 100 сут, то есть в весенне-летний период продуктивность фитопланктона была значимым фактором оборота взвесей в поверхностных водах прибрежной акватории Чёрного моря.

Из стехиометрического соотношения 1P: 7N: 40C (Redfield, 1958; Хатчинсон, 1969) масс лимитирующих первичную продукцию главных структурных химических было рассчитано, что при продуцировании фитопланктона элементов на 40 мг органического углерода из водной среды извлекается 1 мг Р-РО4 (фосфора фосфатов) и 7 мг N-УN (азота суммарного минерального комплекса). Учёт этого обстоятельства позволил рассчитать удельные потоки потребления фосфора фосфатов $[\Pi_{P-PO4} = 0.025 \Pi \Pi_{\phi_{\Pi, \pi}}$ (мгР-РО₄·м⁻³·сут⁻¹)] и минеральных соединений азота $[\Pi_{N-\Sigma N} = 0.175 \Pi \Pi_{\phi n\pi} (MrN - \Sigma N \cdot M^{-3} \cdot cyt^{-1})]$ на продуцирование фитопланктона. Отнесение величин концентраций P-PO₄ и N-∑N в воде к соответствующим потокам их потребления фитопланктоном (Π_{P-PO4} и $\Pi_{N-\Sigma N}$) определило значения периодов оборота биогенных элементов (T_P) и (T_N) в водной среде, представленные в зависимости как от первичной продукции (рис. 3.3.6.3А и 3.3.6.3В), так и от температуры воды (рис. 3.3.6.3Б и 3.3.6.3Г).

Установлено (рис. 3.3.6.3А и 3.3.6.3В), что регрессионные зависимости изменения T_p и T_N от ПП с высокой степенью статистической значимости ($R^2 = 0.775$ для P–PO₄ и $R^2 = 0.681$ для N– Σ N) соответствовали уравнениям прямой линии в логарифмическом масштабе координатных осей, что указывало на степенной тренд реализации этих закономерностей. В то же время аналогичные закономерности периодов оборота фосфатов и соединений азота от температуры воды проявлялись с меньшей статистической значимостью ($R^2 = 0.395$ для P–PO₄ и $R^2 = 0.182$ для N– Σ N). В целом представленные материалы (рис. 3.3.6.3) показали, что в весенне-летний период года первичная продукция фитопланктона является ведущим фактором кондиционирования биогенных элементов в водной среде и в первую очередь фосфатов. Сущность процесса заключается в том, что при отсутствии химического лимитирования вклад продукционных процессов в оборот биогенных элементов в водной среде относительно мал. В условиях химического лимитирования ускорение биогенных элементов приводит к увеличению потока

их ремобилизации в фотическом слое, что способствует, в свою очередь, повышению первичной продуктивности вод.



Рис. 3.3.6.1. Изменение первичной продукции (А), удельной массы сухой взвеси (Б), температуры воды (1), длительности светового дня (2) (В), концентрации минеральных форм азота (Г) и фосфора (Д) в прибрежных водах Севастополя (Егоров, Поповичев и др., 2018а)



Рис. 3.3.6.2. Зависимость периодов (Т, сут) массообмена в прибрежных водах Севастополя от первичной продукции фитопланктона в весенний (1), летний (2), осенний (3) и зимний (4) сезоны года



Рис. 3.3.6.3. Зависимости периодов оборота фосфатного фосфора (Т_Р, суг) (А, Б) и суммы минеральных соединений азота (Т_N, суг) (В, Г) от первичной продукции фитопланктона (А, В) и температуры воды (Б, Г) (Егоров, Поповичев и др., 2018а)

Работы в области минерального обмена гидробионтов с радиоактивными трассерами показали, что химические элементы поглощаются из водной среды и могут прижизненно выводиться из морских организмов в результате метаболических процессов (Баринов, 1965; Поликарпов, Егоров, 1986). Рассмотрим ещё раз полученную из соотношений (2.2.10.7) и (2.2.10.10) теоретическую модель кинетики обмена биогенных элементов фитопланктоном:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_s}{K_m + C_s} - \left[p + \mu_{max} \left(1 - \frac{q_{\min}}{C_{\Gamma}} \right) \right] C_{\Gamma_s}$$
(3.3.6.1)

где C_{Γ} и C_{B} — внутриклеточная концентрация биогенных элементов в водорослях (мкг·кг⁻¹ сырой массы) и воде (мкг·л⁻¹) соответственно;

 V_m — максимальная удельная скорость поглощения биогенного элемента водорослями (мкг·кг⁻¹ сырой массы·сут⁻¹);

К_т — константа Михаэлиса — Ментен (Паттон, 1968), численно равная концентрации биогенного элемента в воде (мкг · л⁻¹), при которой скорость его поглощения фитопланктоном составляет половину от максимальной;

 р – показатель скорости обмена (прижизненного выделения) элемента из клеток фитопланктона (1 · сут⁻¹);

 μ_{max} — максимальная физиологически возможная удельная скорость роста фитопланктона (1 · сут⁻¹);

q_{min} — лимитирующая концентрация биогенного элемента в фитопланктоне (мкг·кг⁻¹ сырой массы).

Входящий в уравнение (3.3.6.1) член $\mu_{max} \cdot (1 - q_{min}/C_r) = \Pi_{yg}$ характеризует степень химического лимитирования удельной скорости клеточного деления водорослей (Droop, 1974). Из этого выражения видно, что скорость роста ограничивается отношением q_{min}/C_r . Когда внутриклеточная концентрация биогенного элемента снижается до величины $C_r \approx q_{min}$, продукционные процессы прекращаются. Из уравнения (3.3.6.1) следует, что продукция лимитируется снизу тем элементом, для которого величина q_{min}/C_r близка к единице. Все другие элементы при этом могут накапливаться клетками фитопланктона до уровней, значительно превышающих величины q_{min} .

Согласно соотношению (3.3.6.1), при стационарном состоянии системы биогенный элемент в морской среде — одноклеточные водоросли, когда $dC_r/dt = 0$ и Π_{va} = const, коэффициент накопления его фитопланктоном равен:

$$K_{H} = \frac{V_{m}}{(K_{m} + C_{s})(p + \Pi_{yo})}.$$
(3.3.6.2)

Из уравнения (3.3.6.2) следует, что коэффициент накопления (K_H) в общем случае зависит от соотношения значений константы Михаэлиса — Ментен (K_m) и концентрации биогенного элемента в воде (C_B). При C_B << K_m значением C_B по отношению к K_m в выражении (3.3.6.2) можно пренебречь и считать, что K_H \approx K_{max}, где K_{max} — максимально возможный относительный уровень концентрирования биогенного элемента фитопланктоном. При C_B >> K_m величиной K_m по отношению к C_B можно пренебречь и считать, что с увеличением концентрации биогенного элемента в воде коэффициент накопления его фитопланктоном снижается обратно пропорционально значению C_B.

К настоящему времени накопилось значительное количество (^{32}P) экспериментальных наблюдений в опытах с радиоактивным фосфором по параметризации уравнения (3.3.6.2) (Поповичев, Егоров, 1992; 2000; 2003; 2008). В сводке от 2008 г. (Поповичев, Егоров, 2008) сообщалось, что константа Михаэлиса — Ментен зависела от солёности, концентрации РО4 и концентрации хлорофилла а в воде, а для различных сезонов года были получены оценки K_m от 1 до 22 мкгР·л⁻¹. В комплексных экспериментальных исследованиях со взвешенным веществом и ³²Р для черноморского фитопланктона получено (Егоров и др., 1992): $K_m = 4.44 \text{ мкг} P \cdot \pi^{-1}$; $V_{\rm m} = 6.45 \text{ мкг} P \cdot {\rm мг} \cdot {\rm суr}^{-1};$ $p = 0.1...0.4 (1 \cdot cvT^{-1}).$ При изучении на модели квазистационарных состояний морских акваторий в различные сезоны года при изменении концентрации минерального фосфора (Р-РО4) в воде от 1.0 до 80 мкгР·л⁻¹ величина удельной продукции (Пуд) колебалась в пределах 0.1-1.0 (1·сут⁻¹). Подстановка этих данных в уравнение (3.3.6.2) показала, что для выбранных максимальных и минимальных значений параметров коэффициент накопления фосфора (K_{HP}) фитопланктоном мог быть оценён как $0.05 \cdot 10^6 - 16.1 \cdot 10^6$.

Были сопоставлены оптимальные уровни содержания лимитирующих продукционные процессы биогенных элементов в фитопланктоне прибрежной акватории моря у г. Севастополя (равные 80 г углерода, 2 г фосфора и 14 г азота на 1000 г органического вещества) и пределы варьирования их концентраций в воде: 1.1–105.1 мкг·л⁻¹ для фосфатов (PO₄) [или 0.4–33.9 мкгP·л⁻¹ для фосфора фосфатов (P–PO₄)] и 23.2–770.0 мкг·л⁻¹ для определяемого нами азотного комплекса (Σ N): нитриты + нитраты + аммоний [или 13.6–341.6 мкгN·л⁻¹ для азота из этого

комплекса (N- Σ N)]. Анализ показал, что за период наблюдений коэффициенты накопления фосфора (K_{HP}) в водорослях могли изменяться в пределах $0.06 \cdot 10^6 - 5.0 \cdot 10^6$, соединений азота (K_{HN}) — $0.04 \cdot 10^6 - 1.0 \cdot 10^6$.

Согласно расчётам по формуле (3.2.1.16), при сырой массе фитопланктона 10 г·м⁻³, что в среднем соответствует эвтрофному уровню вод (Китаев, 1984), пул фосфора в водорослях составлял от 37 до 98 %, соединений азота — от 29 до 91 % от его содержания в морской среде, причём верхние оценки соответствовали весеннелетним значениям первичной продуктивности фитопланктона. Именно поэтому суточное извлечение биогенных элементов может достигать 91–98 % от их пула в фотическом слое с частичной ремобилизацией в водную среду в результате метаболических процессов и минерализации отмирающих клеток фитопланктона.

По современным представлениям (Stelmakh, 2013), до 70% первичной продукции фотического слоя потребляется микрозоопланктоном, который является трофическим источником энергетического и минерального питания консументных и редуцентных звеньев экосистемы. Результаты экспериментов с диатомовыми водорослями (Соломонова, Акимов, 2014) показали, что длительность жизни клеток фитопланктона может протекать и на часовом масштабе времени, поэтому возврат биогенных элементов в результате ремобилизационных процессов может поддерживать устойчивость их биотического оборота в морской среде на часовых и суточных масштабах времени.

Было определено (рис. 3.3.6.4), что при высоких концентрациях фосфора (рис. 3.3.6.4А) и азота (рис. 3.3.6.4Б) в воде интенсивность их биотического оборота была низкой, а при низких — возрастала.

В соответствии с теоретическими представлениями, в отношении лимитирующего продукционные процессы элемента биогеохимические процессы в олиготрофных условиях, в экосистеме протекают как а в отношении нелимитирующих — как в эвтрофных. Из выражений (3.3.6.1) и (3.3.6.2) следует, что при эвтрофировании морской среды, при C_в >> K_m, фитопланктон накапливает биогенные элементы до величины Cr >> q_{min}. Именно поэтому содержание биогенных элементов в элиминируемом из фотического слоя седиментационном потоке становится максимальным, что приводит к относительному повышению интенсивности деэвтрофикации вод. В олиготрофных условиях, когда C_в << K_m, внутриклеточная концентрация биогенных элементов в фитопланктоне становится минимальной $(\mathbf{C}_{\Gamma} \approx \mathbf{q}_{\min}),$ однако при этом концентрирующая способность фитопланктона

в отношении лимитирующего продукцию элемента становится максимальной $(K_{\rm H} \approx K_{\rm max})$. Тем самым достигается максимально возможное поступление биогенных элементов консументным и редуцентным звеньям экосистемы, которые за счёт отмирания и минерализации обеспечивают возврат биогенных элементов в пределы фотического слоя в условиях, когда их содержание в седиментационном потоке минимально.



Рис. 3.3.6.4. Изменение периодов оборота минерального фосфора (А) и азота (Б) в зависимости от их концентрации в прибрежных водах Севастополя (Егоров, Поповичев и др., 2018а)

Таким образом, установлено, что первичная продукция в прибрежных водах г. Севастополя в течение года изменялась на три порядка величин, достигая в весеннелетний период уровня гипертрофности вод. Минеральный фосфор был ведущим фактором химического лимитирования первичной продукции фитопланктона в условиях влияния также длительности светового дня и температуры воды. В изученной акватории у г. Севастополя периоды массооборота взвешенного

органического вещества и оборота биогенных элементов в воде фотического слоя в результате первичного продуцирования фитопланктона составляли от 0.1·10⁰ до 1.7.10³ сут. Высокая интенсивность оборота биогенных элементов в весенне-летний период сопровождалась их концентрированием фитопланктоном с коэффициентами накопления (К_н) 10⁴-10⁶. При изменении первичной продукции фитопланктона массообмен взвешенного органического вещества и оборот биогенных элементов в пределах фотического слоя ускоряются или замедляются таким образом, что совокупное воздействие продукционных и элиминирующих процессов всегда направлено на ослабление влияния фактора химического лимитирования. Эти данные позволили заключить, что роль фитопланктона в гомеостазе биогенных элементов определяется реализацией в природных условиях принципа отрицательной обратной связи Ле Шателье — Брауна, повышающего устойчивость экосистемы как в условиях лимитирования продукционных процессов биогенными элементами, так и при гиперэвтрофировании вод.

Раздел 3.3.7. Биогеохимические механизмы реализации компенсационного гомеостаза

Как уже отмечалось, функционирование морских экосистем может быть описано схемой прямых и обратных связей, реализуемых по принципу Ле Шателье — Брауна (Одум, 1986). Биогеоценозы могут находиться в режиме резистентного или упругого гомеостаза. При резистентном гомеостазе они могут поддерживать свою структуру и функции относительно неизменными. Упругий гомеостаз связан с перестройкой структуры и функций биогеоценозов при флуктуации внешних воздействий. В морских экосистемах гомеостаз обеспечивается биогеохимическими механизмами единства воспроизводства живого вещества и условий его обитания (Вернадский, 1965), область действия которых лимитирована множеством биотических и абиотических факторов.

За последние несколько десятилетий Чёрное море подверглось значительному антропогенному воздействию. По оценкам последних лет, с площади водосборного бассейна в Чёрное море ежегодно поступало более 80 т ртути, 4500 т свинца, 12 000 т цинка и 50 000 т детергентов, а также большое количество нефтяных и хлорированных углеводородов (Зайцев, 2006). В результате в дельте Дуная концентрация ДДТ стала в 35 раз выше, чем в открытом море (Виноградов, Симонов, 1989). После аварии на Чернобыльской атомной электростанции радиоактивное загрязнение акватории Чёрного моря с атмосферными выпадениями в 1986 г. по ⁹⁰Sr составило 100–300 ТБк и

со стоком рек Днепр и Дунай за 1986–2000 гг. — (160 ± 28) ТБк, а по ¹³⁷Сѕ в 1986 г. с атмосферными выпадениями — 1740–2400 ТБк и со стоком рек Днепр и Дунай за 1986–2000 гг. — (23 ± 5) ТБк (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008). Поступление органических веществ в северо-западную часть Чёрного моря с 1950-х по 1980-е гг. возросло с 2350 до 10 488 т (Гаркавая и др., 1997). Ежегодный поток органических веществ в акваторию моря к 1997 г. превысил 1 млн т (Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis, 1997). Вследствие этого удельное аллохтонное поступление органических веществ в Чёрное море за 50–60 лет достигло 40 г·м⁻²·год⁻¹, а их концентрация в воде увеличилась в 2–3 раза — до 8–12 мг·л⁻¹ (Виноградов и др., 1992). Нефтяное загрязнение моря составило, по оценкам 1994 и 1996 гг. (Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis, 1997), 110 840 т·год⁻¹. С 1950-х по 1980-е гг. поступление фосфатов в северо-западную часть Чёрного моря возросло с 13 940 до 55 000 т·год⁻¹, нитратов — с 154 000 до 340 000 т·год⁻¹ (Зайцев, 1998).

Мощная антропогенная подпитка биогенными элементами увеличила первичную продуктивность черноморских вод. Наряду с антропогенным, Чёрное море испытывало и влияние флуктуации климатических процессов. Были обнаружены 20-25-летние циклы поступления и содержания биогенных элементов в поверхностной водной толще Чёрного моря, обусловленные периодическим изменением естественных гидрометеорологических факторов (Gulin, 2000). Повысилась трофность вод с олиготрофного уровня со средней первичной продукцией фитопланктона до 100 мгС·м⁻²·сут⁻¹ (Виноградов и др., 1992) до мезотрофного с первичной продуктивностью 190-240 мгС·м⁻²·сут⁻¹ (Финенко и др., 2011; Yunev et al., 2005). Первичная продуктивность стала обеспечиваться за счёт более мелких форм фитопланктона (Bodeanu, 1992). В открытой части моря биомасса фитопланктона в несколько раз превысила величины, характерные для глубоководных районов (Финенко и др., 2011). В 1948–1984 гг. она составляла в среднем 6.1 г·м⁻², а в период наибольшего антропогенного воздействия, в 1985–1994 гг., возросла до 24.9 г·м⁻² (Пархоменко, Кривенко, 2011). Более существенная эвтрофикация произошла в районе порта Констанцы (Румыния). В 1971–1975 гг. удельная биомасса фитопланктона здесь составляла 720 мг·м⁻³, в 1978–1989 гг. — 2240 мг·м⁻³, а в 1983–1988 гг. она достигла 4780 мг·м⁻³ (Bodeanu, 1992). В целом по акватории северо-западной части Чёрного моря содержание фитопланктона повысилось с 670 мг·м⁻³ в 1950-е гг. до 1030 мг·м⁻³ в 1960-е, до 18 690 мг·м⁻³ — в 1970-е и до значений $> 30\,000$ мг·м⁻³ — в 1980-е гг. (Зайцев, 1998). Эвтрофикация повлияла и на бактериальное гетеротрофное звено.

В 1989 г. по сравнению с продукцией 1964 г. продукция бактерий в Чёрном море возросла в 5–8 раз, а биомасса — в 5 раз (Виноградов и др., 1992). В прибрежной морской воде и в песке пляжей Одессы в 1946–1947 гг. содержалось от 10 до 200 кл·л⁻¹ кишечной палочки, в 1960-е гг. — до 90 000 кл·л⁻¹, а в конце 1980-х гг. — от 250 000 до 2 400 000 клеток в 1 л воды (Зайцев, 1998).

Одновременно с антропогенным загрязнением Чёрное море оказалось подвержено воздействию агрессивного вселенца — гребневика *Mnemiopsis leidyi*. В 1989 г. биомасса мнемиопсиса достигла 1 млн т. (4.6–12.0 кг сырой массы на м²). В 2004 г. суточное выедание им зоопланктона на шельфе превысило 16 % (Виноградов и др., 1992; Финенко и др., 2011).

По существующим оценкам (Зайцев, Поликарпов, 1992), отдельные части Чёрного моря поверглись различным перестройкам. С начала 1970-х гг. в северозападной части Чёрного моря стали возникать обширные области массового цветения одноклеточных водорослей — так называемые красные приливы. Последующее отмирание водорослей приводило к массовым заморам морских организмов, связанным с дефицитом содержания кислорода в воде (Зайцев, 1992). Произошло снижение биоразнообразия планктона, негативно отразившееся на всех трофических уровнях. Резко упала численность крупных аборигенных видов; в планктонном сообществе стали доминировать более мелкие виды (Загородняя, Морякова, 2011). К 1992 г. биомасса многих видов и групп мезозоопланктона снизилась в 3-5 раз (Виноградов и др., 1992). Отрицательной реакцией планктонных личинок на загрязнённый субстрат объясняется также сокращение скаловых поселений мидий (Ревков, 2011). Уменьшились общие запасы макрофитов, видов цистозиры, филлофоры и зостеры (Мильчакова и др., 2011). Установлено, что в условиях антропогенного воздействия перестройка структуры черноморских фитоценозов была направлена на увеличение количества видов макрофитов, морфологические характеристики которых имеют более высокую удельную поверхность (Миничева, 1998). Другой алаптационной особенностью явилось изменение у бурой водоросли Cystoseira crinita показателя максимальной скорости поглощения фосфатов в условиях гиперэвтрофирования [отмечено, что при значительном превышении концентрации фосфатов в воде увеличивалось и значение константы Михаэлиса — Ментен (Поповичев, Егоров, За последние десятилетия резко сократилось 2007)]. количество организмов, занимающих верхние уровни трофических цепей, а именно промысловых рыб. Если в 1960-е гг. основных промысловых видов рыб было 12, то к 2008-2009 гг. нерестовая

значимость акватории Чёрного моря значительно снизилась. К настоящему времени основу промысла в Чёрном море составляют два мелких короткоцикловых вида шпрот и хамса. Факторами, оказавшими решающее влияние на деформацию запасов и структуры промысловых ресурсов региона, явились хроническое загрязнение, перелов, физическое уничтожение биотопов, вселение агрессивных аллохтонных гидробионтов и уменьшение естественного водного баланса водоёмов в результате зарегулирования стока рек (Болтачев, Еремеев, 2011).

Таким образом, комплексная реакция Чёрного моря на антропогенное воздействие свелась к перестройкам структуры и функций его экосистем, которые направлены на повышение первичной продуктивности вод, сопровождающейся уменьшением клеток фитопланктона (Bodeanu, 1992), на снижение вклада макрофитов в биопродуктивность, на увеличение значимости бактериального гетеротрофного звена в минерализации органики, а также на уменьшение количества и размерных характеристик консументных звеньев, в первую очередь зоопланктона и рыб. Кроме того, на участках, испытывающих существенную антропогенную нагрузку, особенно в северо-западной части Чёрного моря, возникли так называемые критические зоны (Зайцев, Поликарпов, 2002), в пределах которых концентрация загрязняющих веществ в компонентах экосистем стационарно превысила природные уровни.

С точки зрения системного подхода устойчивость черноморских экосистем до конца 1970-х гг. поддерживалась резистентным гомеостазом (Одум, 1986), а в современных условиях стала обеспечиваться компенсационным гомеостазом, связанным со способностью изменять структуру и функцию биогеоценозов. Рассмотрение характеристик компенсационного гомеостаза потребовало изучения влияния взаимодействий биокосного и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды в условиях перестройки черноморских биоценозов.

Особенностью Чёрного моря является дифференциация его водной толщи на два вида экосистем. На глубинах от поверхности до 120–180 м локализована экосистема кислородной зоны. Ниже, до максимальных глубин моря, расположена занимающая до 87 % от его объёма недавно выделенная (Поликарпов, 2012) экосистема сероводородной зоны.

По оценкам специалистов (Сорокин, 1982; Виноградов и др., 1992), основные процессы трансформации вещества и энергии в Чёрном море происходят в экосистеме его окислительной зоны. Исследования последних десятилетий показали

энергетическую значимость хемосинтетических процессов в экосистеме восстановительной зоны моря (Поликарпов, Егоров, 1989; Иванов и др., 1991; Пименов, 2006; Гулин, Артемов, 2007; Русанов, 2007; Лейн, Иванов, 2009; Егоров и др., 2011).

С биохимической точки зрения экосистема кислородной зоны получает минеральное питание и органику из подстилающих слоёв, с водосборного бассейна Чёрного моря и из атмосферы, продуцирует живое вещество в пределах фотического слоя и обменивает его с экосистемой восстановительной сероводородной зоны и с грунтами. На определённых масштабах времени донные отложения для экосистемы кислородного слоя являются геологическим депо, а пелагиаль — водным депо. Экосистема сероводородной зоны производит хемосинтетическую продукцию (Русанов, 2007; Поликарпов, 2012) и обменивается веществом с кислородной зоной и с грунтами, которые являются для неё и геологическим депо. Учитывая эти обстоятельства, можно заключить, что основное современное антропогенное воздействие в Чёрном море отражается на экосистеме кислородной зоны. В то же время необходимо принимать во внимание экологическую опасность антропогенного воздействия на восстановительную зону моря в связи с высокими темпами освоения глубоководных минеральных и углеводородных ресурсов (Перерва и др., 1997; Шнюков, 2001; Шнюков, Зиборов, 2004).

Вовлечение загрязняющих веществ в биогеохимические циклы зависит от множества абиотических и биотических факторов (Поликарпов, Егоров, 1986). Для разных типов загрязнений и физико-химических условий вклад отдельных факторов в формирование биогеохимических циклов, очевидно, будет отличаться. Наше рассмотрение ограничено теми из них, которые связаны с характеристиками минерального и радиоизотопного обмена живого, биокосного и косного вещества. Также учтён фактор седиментационного кондиционирования морской среды, относительная значимость которого связана с тем, что, по результатам радиотрассерных измерений (Стокозов, 2003), заглубление градиентного слоя в Чёрном море под воздействием гидрологических процессов происходит со средней скоростью от 10 до 35 м·год⁻¹, или 0.03–0.09 м·сут⁻¹; скорость оседания взвесей размерных фракций от 2 до 60 мкм составляет 0.12–1.10 м·сут⁻¹, мёртвого фитопланктона — 1– 510 м·сут⁻¹; зоопланктона — 36–875 м·сут⁻¹, а фекальных пеллетов — 36–376 м·сут⁻¹ (Алёкин, Ляхин, 1984).

<u>Радиоактивные загрязнения.</u> Основное радиоактивное загрязнение вод Чёрного моря за последние десятилетия произошло в результате аварии на Чернобыльской АЭС

26.04.1986. Первичное поступление долгоживущих радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, составившее 2-6 % от выброса из аварийного реактора, пришлось на начало мая 1986 г — из атмосферных выпадений с южным потоком переноса воздушных масс. В дальнейшем ¹³⁷Сs и ⁹⁰Sr выносились в воды Чёрного моря со стоком рек, главным образом Днепра и Дуная, а также через оросительную систему Днепра (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008). Наблюдения в системе крупномасштабного мониторинга показали, что после аварии на ЧАЭС концентрация долгоживущих осколочных радионуклидов в поверхностных горизонтах снижалась с одновременной их миграцией в глубинные слои вод. Радиоактивное загрязнение биологических, биокосных и косных компонентов черноморских экосистем возрастало пропорционально коэффициентам накопления радионуклидов гидробионтами, но радиационно-экологическая опасность в регионе не превышала санитарно допустимых уровней по дозовым и цитогенетическим критериям (Поликарпов и др., 2007). Тем не менее содержание ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в таких геологических депо, как толща донных отложений, возрастало, что привело к возникновению потенциально критических зон в устьевых районах рек северо-западной части Чёрного моря (Стокозов и др., 2008), экологическая опасность в которых может проявиться, по-видимому, только на более ллительном масштабе времени. Изучение концентрирующей способности гидробионтов показало, что стационарные значения коэффициентов накопления в основном не зависели от содержания соответствующих радионуклидов и их изотопных носителей в водной среде, а в пределах отдельных таксономических групп они определялись поверхностно-массовыми соотношениями морских организмов. Очевидно, что связанное с откликом черноморских экосистем на антропогенное воздействие повышение трофности вод при сопутствующем снижении размерных спектров гидробионтов привело к повышению темпов извлечения постчернобыльских радионуклидов из водной среды и к ускорению биогеохимических циклов их миграции и элиминации в геологических депо. Основной тенденцией изменения концентрации радионуклидов в черноморских экосистемах было экспоненциальное уменьшение радиоактивного загрязнения всех её компонентов до предчернобыльских уровней на масштабе времени 15-25 лет. Время пребывания чернобыльского ¹³⁷Сs в слое 0-50 м Чёрного моря было оценено в 25-35 лет, а ⁹⁰Sr — в 40-60 лет. Эти оценки показали, что влияние биогеохимических процессов снизило до 25-40 % «время жизни» 97 % атомов этих радиоизотопов, составляющее 150 лет (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008).

Химические загрязнения. С точки зрения устойчивости физико-химических форм и токсичности химические загрязнения можно разделить на консервативные и неконсервативные. Неконсервативные загрязнения в морской среде могут подвергаться лизису и бактериальной минерализации, а значит, сопутствующая антропогенному воздействию гиперэвтрофикация вод и повышение биологического потребления кислорода (БПК5) указывают, несомненно, на увеличение интенсивности потока биогенной минерализации неконсервативных загрязнений. Консервативные загрязнения при участии в биогеохимических циклах, как правило, не изменяют химических свойств и токсичности. В отличие от концентрирующей способности радионуклидов, находящихся в морской среде практически в невесомых количествах, концентрирующая способность химических загрязнений живым, биокосным и косным веществом зависит от их концентрации в воде. Характеристики поглощения консервативных химических загрязнений из водной среды и их элиминация в геологические депо имеют свои особенности при сорбционном и пищевом путях минерального питания гидробионтов, отражённых в предыдущих разделах. Исследования показали, что повышение степени накопления загрязняющих веществ по трофическим цепям может наблюдаться в отношении полихлорбифенилов (Nifon, Coussins, 2007) и ртути (Phillips et al., 1980; Evans et al., 2000). Очевидно, что морские организмы усваивают из пищи в первую очередь необходимый спектр субстратов для своего энергетического и минерального питания. С этой точки зрения описанное в литературе повышение концентрации отмеченных загрязнителей по трофической цепи можно объяснить трансформацией физико-химических форм ПХБ и метилизацией ртути, а также концентрированием этих контаминантов в печени морских животных. Для многих других химических веществ различной биологической значимости повышение их концентрации по трофическим цепям не отмечено. Определено, что в среднем концентрация Cd в фитопланктоне составляет 2.0, а в рыбах — $0.2 \text{ мкг} \cdot \text{r}^{-1}$ сухой массы; коэффициенты накопления Fe водорослями — 20 000 единиц, рыбами — 1000; Sr водорослями — 100, рыбами — 5; коэффициенты накопления Рb фитопланктоном — от 10 000 до 3 000 000 ед., зоопланктоном — от 200 до 10 000, рыбами — от 5 до 1000 (Поликарпов, Егоров, 1986). Также отмечено (Magnusson et al., 2006), что уровни биоаккумуляции ПХБ не коррелировали с рационами кормления в гидробионтах, а могли быть вызваны различиями в биотрансформации или в возрасте, а также в размере проанализированных экземпляров морских животных. По данным Л. В. Малаховой (Малахова, 2006), суммарное количество

хлорорганических соединений в мидиях составляло 429, а в их биоотложениях — 496 нг·г⁻¹. Также отмечено обогащение биоотложений мидий каротиноидами (Поспелова, Нехорошев, 2003). Из представленных материалов следует, что при снижении уровней пищевого концентрирования загрязнителей консументами по трофическим цепям более высокую значимость приобретает фекальный поток элиминации загрязняющих веществ в геологические депо (Fowler, Small, 1972). С ростом трофности вод интенсивность энергетического питания консументов превышает, как правило, траты на их основной обмен, что приводит к увеличению фекального потока с неусвоенной пищей. Таким образом, при пищевом пути поглощения загрязняющих веществ консументами относительная интенсивность биотического вовлечения загрязняющих веществ с уменьшением размерных спектров и с увеличением рационов гидробионтов.

<u>Биогенные элементы.</u> В условиях современных перестроек в черноморских экосистемах изменилось, очевидно, и распределение биогенных элементов между гидробионтами и водой. Обнаружено, что одним из таких изменений стало уменьшение в водном слое 0–50 м концентрации фосфатов в 5 раз, а кремния в 11 раз (Виноградов и др., 1992). С 1950-х по 1980-е гг. поступление фосфатов в северо-западную часть Чёрного моря возросло с 13 940 до 55 000 т.год⁻¹, а нитратов — с 154 000 до 340 000 (Зайцев, 1998).

Аллохтонное органическое вещество. Органическое вещество аллохтонного происхождения поступает в моря и океаны с речным и подземным стоком, эоловым материалом, с абразией, космогенным материалом и антропогенными загрязнениями в виде растворённого органического вещества (РОВ), коллоидов и взвесей, которые включают, в свою очередь, живую и неживую компоненты. Аллохтонные источники составляют 2.5-5.0% от производимого в океане органического углерода (Алёкин, Ляхин, 1984). По представлениям М. Е. Виноградова (Виноградов и др., 1992), на аллохтонном органическом веществе и твёрдых взвесях развиваются бактериальная микрофлора, грибы и простейшие, что, в свою очередь, резко ускоряет рециклинг биогенных элементов и увеличивает первичную продукцию, но не «урожай» органического вещества. Е. Ф. Шульгиной с сотрудниками (Шульгина и др., 1978) на большом материале экспериментальных и природных наблюдений показано, что, являясь неконсервативными загрязнениями, углеродсодержащие соединения при достатке кислорода на первой фазе трансформации могут минерализоваться до СО2 и H₂O. Потом идёт вторая фаза окисления — до нитратов и нитритов. Биохимическое

окисление обеспечивается бактериями, что позволяет рассматривать величину БПК5 как показатель концентрации загрязнения, так как количество гетеротрофных бактерий пропорционально степени загрязнения воды. Авторами показано, что при достаточности содержания кислорода в воде константа скорости изменения БПК5 лежит в интервале величин 0.10-0.12 (сут⁻¹) и не зависит от исходного содержания аллохтонной органики, а определяется только температурой. Это свидетельствует, что процесс биохимического окисления органических веществ в Чёрном море идёт на масштабе 10-12 суток в соответствии с законом мономолекулярных реакций, или порядком метаболических реакций. Аналогичный порядок реакций первым регенерации минерального соответствует и фосфора И соединений азота. По существующим оценкам (Шульгина и др., 1978), вклад биолого-химических процессов в суммарное изменение гидрохимических показателей достигает 70 %. Вследствие этих процессов распад нестойкого органического вещества, утилизация превращения продуктов распада И химические ведут в известной мере к восстановлению естественных характеристик морских вод. то есть к их самоочищению. Мономолекулярность показателей скорости реакций свидетельствует о том, что скорость минерализации тем выше, чем выше исходная концентрация аллохтонной органики в воде. Отсюда следует, что произошедшее в последние годы увеличение потока поступления аллохтонного органического вещества привело к повышению интенсивности его биогеохимического круговорота в Чёрном море.

<u>Красный прилив и заморы.</u> Как уже отмечалось, в Чёрном море в последние годы стали наблюдаться цветение водорослей (так называемые красные приливы) и связанная с этим гипоксия (Зайцев, 1992). Первичная продукция фитопланктона в зоне красных приливов достигала $1.5 \text{ гС} \cdot \text{M}^{-3} \cdot \text{день}^{-1}$, а биомасса – 30 г $\cdot \text{M}^{-3}$ (Виноградов и др., 1992). В августе 1973 г. в зоне гипоксии на площади 3500 км² погибло около 500 000 т донных животных. В последующие годы площади заморов и гипоксии возросли до 30–40 тыс. км². В период с 1993 по 1990 г. потери донных животных на северо-западном шельфе достигли 60 млн т. (Зайцев, 1998). Принимая во внимание, что площадь северозападного шельфа составляет 68 390 км² (Гончаров и др., 1965), можно заключить, что заморы охватили до 58 % от его площади.

С биохимической точки зрения красные приливы И гипоксия могут рассматриваться факторы самоочищения морской как среды, приводящие к депонированию органики и загрязняющих веществ в геологические лепо. При биомассе 30 г·м⁻³ и коэффициенте его накопления фитопланктоном K = 1000

пул субстрата составит 3 %; при K = 10 000 — 29 %; при K = 30 000 — 47 %. Отсюда следует, что при отмирании клеток фитопланкона (как отмечалось, для фосфора К = 34 000) произойдёт деэвтрофикация вод на 35-40 %. Коэффициентов накопления фитопланктоном химических веществ различной биологической значимости в основном лежат в пределах 10²-10⁶ единиц (Поликарпов, Егоров, 1986), а значит, при заморах может произойти залповое самоочищение морской среды. Легко подсчитать, что при средней концентрации Zn в морских животных, лежащей в пределах 38–1700 мкг·г⁻¹ сухой массы (Поликарпов, Егоров, 1986), отмирание 500 000 т органики (или 50 000 т сухой массы) на площади 3500 км² приведёт к элиминации из морской среды от 1.9 до 85 т цинка, или 5.4–24.3 кг·км⁻² подвергшейся замору территории. Если отнести годовой поток поступления Zn (12 000 т) ко всей поверхности Чёрного моря, равной 547 015 км² (Гончаров и др., 1965), можно получить оценку удельного его поступления, равную 30 кг км⁻² год⁻¹. расчётов показывает, Сравнение этих что заморы могут быть важным биогеохимическим фактором адаптации черноморских экосистем к антропогенному воздействию.

Проведённый анализ в целом показал, что при антропогенном воздействии, превышающем кондиционирующую способность морской среды, черноморские экосистемы перешли от резистентного к упругому гомеостазу. Особенно это коснулось критических зон. Во всех рассмотренных случаях перестройки их структуры и функций были направлены на повышение продуктивности первичных продукционных звеньев и увеличение роли аллохтонной органики в трансформации энергии, на изменение биоразнообразия компонентов экосистем в сторону уменьшения вклада консументных звеньев высших порядков и на снижение размерных спектров морских организмов. Такие перестройки повысили интенсивность самоочищения вод и были направлены на снижение степени воздействия процессов, вызвавших эти перестройки. Применительно к сложным системам такой механизм управления называется отрицательной обратной связью, или принципом Ле Шателье — Брауна (Одум, 1986). По нашему мнению, при этом можно было выделить две фазы упругого гомеостаза. Первая сопровождалась перестройкой структуры и функций экосистем, направленных на ускорение биогеохимических циклов трансформации вещества и энергии и на связанное с этим увеличение темпов самоочищения вод. Во второй фазе периодическая деградация или гибель компонентов экосистем, происходила приводящая к залповому самоочищению морской среды.

В целом отклик черноморских экосистем на негативные факторы может быть отражён структурной схемой, приведённой на рис. 3.3.7.1.



Рис. 3.3.7.1. Структура концептуальной модели биогеохимического отклика черноморских экосистем на антропогенное воздействие, климатические изменения и вселение агрессивных видов гидробионтов (Егоров, 2012)

На рис. 3.3.7.1 показаны режимы устойчивости черноморских экосистем в зависимости от воздействия антропогенного влияния, климатических изменений и вселения агрессивных видов гидробионтов. По оценкам, периоду до 1970-х гг. соответствовал резистентный гомеостаз, а в последующие годы он изменился на упругий. На рисунке показано, что при резистентном гомеостазе совокупное негативное воздействие было ниже, чем при компенсационном. В последующем, в первой фазе возросшее упругого гомеостаза, негативное воздействие уравновешивалось за счёт перестройки экосистем и связанного с этим повышения интенсивности биогеохимических процессов кондиционирования морской среды. На второй фазе упругого гомеостаза компенсация дальнейшего роста негативного воздействия обеспечивалась не только перестройками в экосистемах, но и их периодической деградацией. Очевидно, можно прогнозировать, что при достижении

предела способности кондиционирования морской среды за счёт перестроек экосистем их деградация станет необратимой, что снизит, в свою очередь, интенсивность биогеохимических циклов кондиционирования вод, так как они будут обеспечиваться в основном только гетеротрофными процессами.

Раздел 3.4. Экологическая ёмкость и ассимиляционная способность морской среды в отношении загрязняющих веществ

В общем случае система антропогенное загрязнение — биогеохимическое самоочищение морской среды функционирует следующим образом. Концентрация загрязняющих веществ в водной среде устанавливается на основе баланса потоков их поступления, поглощения и оборота в результате биогеохимических взаимодействий, а также вмещающей способности водных масс. Значительная часть поступающих в акватории контаминантов может изыматься из водной среды и концентрироваться живым и косным веществом в ходе сорбционных, метаболических и трофических взаимодействий, в результате которых также формируются потоки их элиминации в смежные акватории и толщу донных отложений.

С позиций современных теорий минерального и радиоизотопного обмена, а также сорбционных взаимодействий при возрастании концентрации загрязнителя в водной среде порядок метаболических и сорбционных реакций живого и косного вещества может изменяться с первого на нулевой. Первому порядку метаболических или сорбционных реакций соответствует пропорциональная изменению концентрации загрязнителя в водной среде биоседиментационная или биотрансформационная способность к её очистке. При нулевом порядке метаболических реакций с ростом концентрации загрязнителя в среде период его биотического круговорота возрастает, а относительная способность к самоочищению вод снижается и достигает предельного уровня. При потоке загрязнения выше предельного система биогеохимического самоочищения вод теряет устойчивость; она уже не в состоянии обеспечить кондиционирование морской среды в отношении загрязняющих веществ. Отсюда следует, что важным фактором решения проблемы ёмкости морских акваторий является лимитирование потоков загрязняющих веществ по биогеохимическим критериям, отражающим концентрационную и сорбционную функцию живого и косного вещества, интенсивность массообмена со смежными акваториями, а также продукционную и седиментационные характеристики морских экосистем.

В предыдущих разделах показано, что в результате биогеохимических взаимодействий в морских экосистемах наблюдаются два режима кондиционирования радиоизотопного и химического состава вод. Первый режим соответствует соблюдению условий C_в << K_m и C_в << 1/k, при которых в процессе воспроизводства живого вещества воспроизводятся и биохимические условия его обитания. В этом случае связи между содержанием химических веществ в воде (Св) и концентрирующей способностью живого и косного вещества, характеризуемые коэффициентами при C_в >> K_m Во втором режиме. $C_{\rm B} >> 1/k$. накопления. линейны. И кондиционирующая способность экосистем снижается и потоки биогеохимического самоочищения вод могут достигать предельных значений.

Режимы кондиционирования определяют три взаимосвязанные задачи. 1. Оценить продукционную способность и максимально допустимую концентрацию загрязняющих веществ в биотических компонентах экосистем при различных условиях энергетического обмена и минерального питания и при достигающих ПДК уровнях содержания загрязняющих веществ в водной среде. 2. Установить максимальные по биогеохимическим и экотоксикологическим критериям потоки элиминации загрязняющих веществ из акваторий в результате воздействия гидродинамических процессов, биотических и абиотических взаимодействий. З. Оценить предельно допустимую ассимиляционную способность масс по факторам водных их воспринимающей ёмкости И потокам элиминации загрязняющих вешеств в геологические депо в результате биогеохимических процессов. Отсюда следует отмеченная в литературе неоднозначность понятий «самоочищающая способность», «экологическая» и «ассимиляционная ёмкость» морской среды в отношении радиоактивных и химических загрязнений (Goldberg, 1981; Заика, 1981; Поликарпов, Егоров, 1981; Израэль, Цыбань, 1982, 1983; Jernolov, 1983).

С одной стороны, под ассимиляционной способностью морской среды подразумевается то количество загрязнителя, которое может быть разбавлено в воде акваторий так, чтобы концентрация загрязнителя в критических биотических компонентах экосистем не превысила предельно допустимых значений. Применительно к радиоактивным загрязнителям используется термин «радиоёмкость», который учитывает также ассимиляционные потоки в водные массы за счёт радиоактивного распада. С другой стороны, под самоочищающей способностью подразумевается дифференциальная критерий, то есть предельный поток загрязнений, биотически элиминируемый из акваторий в водные или геологические депо. Здесь

более уместно использовать понятие «экологическая ёмкость», если рассматривать результаты функционирования экосистем как источника потоков элиминации из акваторий загрязняющих веществ. Если же объектом исследований является оценка предельных потоков поступления контаминантов в водные или геологические депо в результате гравитационных, абиотических и биотических процессов, то более полно будет отражать биогеохимические механизмы самоочищения среды термин «ассимиляционная ёмкость».

В процессе решения проблем экологической и ассимиляционной ёмкости стало очевидным, что неконсервативные загрязнения могут элиминироваться из водной среды в результате минерализации или лизиса. В то же время концентрация консервативных загрязнений в исследуемых районах может снижаться при радиоактивном распаде, биогеохимической трансформации их физико-химических форм, а также в результате переноса в смежные акватории или поступлении в геологические депо. Именно поэтому проблемы определения экологической или ассимиляционной ёмкости для консервативных загрязняющих веществ должны всегда решаться в комплексе с оценкой вмещающей способности водных масс и максимально допустимых потоков поступления в геологические депо в составе донных отложений. Необхолимо отметить. что процессы биогеохимического кондиционирования химического и радиоизотопного состава морских экосистем взаимосвязаны, а значит, формирование оценок их радиоёмкости, экологической ёмкости или ассимиляционной способности указывает, как правило, на рассматриваемый ведущий фактор самоочищения морской среды. В рамках настоящего раздела рассмотрены отдельно примеры оценок радиоёмкости, экологической ёмкости и ассимиляционной способности морских экосистем.

Раздел 3.4.1. Метаболический фактор экологической ёмкости

Исследования характеристик самоочищения морской среды в целом показали (Поликарпов, Егоров, 1986), что в интервале значений ($C_B << K_m$) и ($C_B << 1/k$) изменение концентрации загрязняющих веществ зависит линейно от потоков загрязнения акваторий или донных отложений. При увеличении потоков загрязняющих веществ до уровней $C_B >> K_m$ и $C_B >> 1/k$ потоки самоочищения достигают предельных значений. В этих условиях стационарность систем загрязнение — самоочищение акваторий по параметрам ΔC_{3arp} — C_B , где ΔC_{3arp} — поток поступления

загрязнителя в акваторию, разрушается. Графически такая зависимость, построенная по результатам численного моделирования, имеет вид, представленный на рис. 3.4.1.1.

На этом рисунке видно, что при низких темпах поступления загрязняющих веществ в морскую среду зависимость между ΔC и $C_{\rm B}$ линейна. В этом интервале изменения значений ΔC влияние биотических и абиотических процессов является значимым фактором самоочищения вод. С увеличением ΔC , начиная с некоторого уровня $\Delta C_{\rm a}$, концентрация контаминанта в воде резко возрастает; при приближении к предельному потоку $\Delta C_{\rm a} \rightarrow \Delta C_{\rm p}$ устойчивость системы биогеохимического кондиционирования химического состава вод разрушается.



Рис. 3.4.1.1 Зависимость изменения концентрации загрязнителя в воде фотического слоя C_B от интенсивности потока загрязнения морской среды (ΔC): ΔC_p — предельный поток загрязнения; ΔC_a — граница интервала ΔC , в котором связь между ΔC и C_B линейна (Поликарпов, Егоров, 1986)

С позиций современных теорий минерального, радиоизотопного обмена и сорбционных взаимодействий при возрастании концентрации загрязнителя в водной среде метаболические и сорбционные реакции живого и косного вещества могут изменяться с первого порядка на нулевой (Поликарпов, Егоров, 1986). Структура перехода функционирования экосистемы от первого порядка метаболических реакций к нулевому представлена на рис. 3.4.1.2.

На левой части рис. 3.4.1.2 показано, что первому порядку метаболических или сорбционных реакций соответствует зона биотического кондиционирования химического или радиоизотопного состава вод, в которой концентрирующая способность морских организмов (К_{орг}) не зависит от концентрации загрязнителя

в воде (C_w), а концентрация загрязнителей в организмах (C_{opr}) пропорциональна C_w. При нулевом порядке метаболических реакций (правая часть рис. 3.4.1.2) концентрация загрязнителя в среде (C_{opr}) достигает максимального значения (C_{wmax}) ; концентрирующая способность морских организмов с увеличением С_w снижается; относительная способность к самоочищению вод стремится к предельному значению. При потоке загрязнения выше предельного система биогеохимического самоочищения вод теряет устойчивость; она уже не в состоянии обеспечить кондиционирование морской среды в отношении загрязняющих веществ. На рис. 3.4.1.2 видно, что одним из самых важных факторов решения проблемы экологической или ассимиляционной ёмкости морской среды является такое нормирование потоков поступления в акватории загрязняющих веществ, при которых концентрация загрязняющих веществ в воде не превысит предельно допустимых концентраций, нормируемых как по экотоксикологическим критериям, так и по биогеохимическим.



Рис. 3.4.1.2. Изменение стационарных уровней концентрации загрязнителя в воде фотического слоя С_в (а), коэффициентов накопления (b) и концентрации загрязнителя в гидробионтах (c) в результате функционирования экосистемы фотического слоя в условиях воздействия потока антропогенного загрязнения вод (Поликарпов, Егоров, Гулин, 2012)

Раздел 3.4.2. Ассимиляционная способность

Фактор ассимиляционной способности рассмотрен в настоящем разделе на примере оценки депонирования ртути в донных отложениях Севастопольской бухты.

Исследования показали (Костова и др., 2001), что концентрация ртути в донных осадках Севастопольской бухты на 2–3 порядка величин превышала содержание ртути в донных отложениях западной халистатической зоны Чёрного моря (рис. 3.4.2.1).

Представленные на этом рисунке данные свидетельствовали об антропогенном характере ртутного загрязнения бухты. Согласно наблюдениям 1988–1999 гг. (рис. 3.4.2.1а), наибольшее содержание ртути, превышающее её предельно допустимые концентрации в воде (100 нг·л⁻¹), зафиксировано в начале 1990-х гг. В дальнейшем, в связи с резким снижением хозяйственной деятельности в регионе, отмечена тенденция уменьшения содержания ртути в составе вод и донных отложений Севастопольской бухты (рис. 3.4.3.16) (Костова и др., 2001).

При этом выявился нелинейный характер зависимости между концентрациями ртути в воде и в донных осадках (рис. 3.4.2.1в). Зависимость отношения концентраций ртути в донных осадках и в водной среде описывалась с достаточной степенью адекватности уравнением Ленгмюра при значениях параметров $C_{max} = 2740 \text{ Hr} \cdot r^{-1}$ и k = 0.128 л·нг⁻¹. Полученные результаты свидетельствовали, что в период интенсивной хозяйственной деятельности в акватории Севастопольской бухты отмечался эффект сорбционного насыщения донных отложений ртутью (рис. 3.4.2.1г). Расчёты показали, что при концентрации ртути в 1999 г. в поверхностном слое осадков, равной 369 нг \cdot г⁻¹, и при скорости осадконакопления в районе Павловского мыса Севастопольской бухты, оценённой в 0.24 см·год⁻¹, или 607 г·м⁻²·год⁻¹ (Жерко, 2001), поток депонирования ртути в донные отложения бухты в этом году составил 224 мкг·м⁻²·год⁻¹. Предельный поток депонирования ртуги, при $C_{max} = 2740 \text{ нг} \cdot \Gamma^{-1}$, оценивается в 1660 мкг·м⁻²·год⁻¹. Нормированием этих потоков с учётом площади Севастопольской бухты и интенсивности продукционных и седиментационных процессов (Егоров и др., 2018в) было получено, что за счёт биоседиментации в толще донных осадков бухты ежегодно депонируется 0.95 кгНg·год⁻¹, за счёт седиментации как биогенных, так и терригенных взвесей — 12.2 кгHg·год⁻¹. Характеризующий ассимиляционную способность бухты биогеохимический предел, связанный с сорбционным насыщением донных осадков, составил 35 кгНg·год⁻¹ (рис. 3.4.2.2).



Рис. 3.4.2.1. Распределение ртути в толще донных осадков Черного моря: • — в районе Павловского мыса Севастопольской бухты 06.07.1998 (44°37.06′N, 33°32.13′E); ▲ — в центре западной халистатической зоны 15.06.1993 (43°25.00′N, 32°08.00′E) (пояснения к а–г см. в тексте) (Егоров и др., 2018в)

Рассмотренные материалы свидетельствуют, что ведущим фактором самоочищения вод Севастопольской бухты от ртути являлась седиментация терригенных взвесей. В 1988–1999 гг. был достигнут предел седиментационного насыщения донных осадков по ртути.

Оценки потоков депонирования ртути в толще донных отложений



Рис. 3.4.2.2. Оценки потоков депонирования ртути в толще донных осадков Севастопольской бухты (Егоров и др., 2018в)

Раздел 3.4.3. Радиоёмкость

Проблема оценки радиоёмкости рассмотрена в настоящем разделе на примере кислородной и сероводородной зон Чёрного моря в отношении ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs (Гулин, Егоров и др., 2017).

Проблема радиоёмкости морской среды возникла с наступлением ядерной эры. Её актуальность повысилась в связи с тем, что в результате воздействия физических и биогеохимических процессов техногенные радионуклиды могут поступать в различные компоненты экосистем. В зависимости от биологической значимости этих компонентов накопленная в них радиоактивность может проявлять широкий спектр свойств от санитарно-гигиенически опасных воздействий до экологически безопасного поступления потоков загрязняющих веществ в геологические депо.

Как уже отмечалось в рамках предыдущих разделов, экологическая ёмкость как фактор самоочищения вод может проявляться только в том случае, если существуют механизмы элиминации загрязняющих веществ из рассматриваемых акваторий. Объективно выделяют несколько путей очистки вод от консервативных загрязняющих веществ, к которым относятся радионуклиды. Один из них — естественный радиоактивный распад, свойственный каждому радиоизотопу и не зависящий ни от каких физических и биогеохимических процессов. Для акваторий, радиоактивное загрязнение которых является экологически опасным для критических групп населения, могут использоваться методы очистки вод на сорбентах. Другой путь связан с техногенным депонированием радионуклидов в грунтах глубоководных районов Мирового океана. Первоначально предполагалось, что техногенное депонирование, называемое дампингом, позволит элиминировать отходы использования ядерных технологий в толще донных осадков на период времени до полного распада радионуклидов. Однако в последующем выяснилось, что реализация дампинга возможна только с учётом множества как технических, так и биогеохимических факторов.

Одними из ключевых природных процессов самоочищения акваторий от консервативных загрязнений являются их миграция и перенос в результате гидродинамических или биохимических процессов в смежные, в менее значимые или в менее доступные для эксплуатации водных ресурсов акватории. В этих акваториях, рассматриваемых как водные депо, радиоактивный распад происходит в менее экологически опасных условиях. Предельно допустимые потоки поступления радионуклидов в водные депо, называемые радиоёмкостью, лимитируются санитарногигиеническими критериями (ПДК), показателями скорости их радиоактивного распада и гидродинамическими характеристиками водообмена.

Задача оценки радиоёмкости черноморских вод впервые была поднята в 1958 г. в связи с намерением некоторых зарубежных организаций, в частности Конгресса США и ООН, осуществлять дампинг радиоактивных отходов в глубинные слои Чёрного моря исходя из представлений об отсутствии значимой вертикальной циркуляции его вод (Водяницкий, 1958). Между тем сделанные тогда расчёты показали, что период водообмена в глубоководном бассейне Чёрного моря составляет от 70 (Водяницкий, 1948; Богданова, 1959) до 150–200 лет (Скопинцев, 1975), поэтому долгоживущие радионуклиды из глубинных слоёв могут сравнительно быстро достигать поверхностных вод окислительной зоны Чёрного моря.

Радиоэкологические исследования, проведённые в те годы академиком Г. Г. Поликарповым (Поликарпов, 1961, 1964), показали высокую способность гидробионтов концентрировать радионуклиды. Это послужило основой для принятия на межправительственном уровне решения об исключении сброса радиоактивных

отходов в Чёрное море и было использовано при подготовке Лондонской конвенции о международном моратории на удаление твёрдых радиоактивных отходов на дно океанов (Поликарпов, 2006; Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008).

Произошедшая в 1986 г. ядерная катастрофа на Чернобыльской атомной электростанции привела к поступлению в Чёрное море значительного количества долгоживущих радионуклидов с атмосферными осадками. В последующие годы они мигрировали по всей акватории моря, постепенно проникая в глубину водной толщи и в донные отложения (рис. 1.5.3). При этом возникла проблема оценки и прогноза экологической опасности и масштабов времени радиоэкологического отклика Чёрного моря на радиоактивное загрязнение его вод (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008).

Выполнявшийся с 1986 г. мониторинг позволил оценить опасность воздействия чернобыльского ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs на живые организмы черноморских экосистем (Мирзоева и др., 2008). С другой стороны, изучение миграции этих радионуклидов в морской среде дало возможность использовать их в качестве трассеров крупномасштабной вертикальной циркуляции вод Чёрного моря (Egorov et al., 2001; Gulin et al., 2012).

Задача настоящего исследования заключалась в сравнительной оценке радиоёмкости вод кислородной и сероводородной зон Чёрного моря по результатам изучения динамики вертикального распределения 90 Sr и 137 Cs в водной толще за весь период после аварии на ЧАЭС. При площади 423 тыс. км² и максимальной глубине 2212 м объём вод Чёрного моря равен 547 015 км³, из которых 475 890 км³ (87 %) составляет его сероводородная зона (Гончаров и др., 1965; Зайцев, 1998). Зависимость распределения относительного объёма и площадей моря на разных глубинах показана на рис. 3.4.3.1. На нём видно, что около 90 % объёма вод сероводородной зоны Чёрного моря в среднем соответствуют глубинам более 200 м, а площадь окислительной водной массы поверхностных вод составляет примерно 312 тыс. км².

Результаты мониторинга показали, что к 1987 г. основная часть чернобыльских радионуклидов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, хорошо растворимых в морской воде (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008), распределилась в ВКС, а максимальные градиенты концентраций этих радионуклидов были приурочены к слою сезонного термоклина (рис. 1.5.3).



Рис. 3.4.3.1. Распределение площади поверхности (а) и удельного объёма (б) Чёрного моря по глубине (Зайцев, 1998; Гончаров и др., 1965)

На графиках рис. 1.5.3 видно, что в постчернобыльский период наблюдались уменьшение концентрации ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в ВКС и заглубление максимальных градиентов их вертикального распределения в водной толще. Эти данные показали, что в результате вертикальной циркуляции вод чернобыльские радионуклиды достаточно быстро проникали в глубинные водные массы Чёрного моря. Динамика заглубления градиентных слоёв представлена на рис. 3.4.3.2. Видно, что она не зависела от концентрации ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs и в целом совпадала у обоих радионуклидов. Это отражало влияние крупномасштабной вертикальной циркуляции водных масс в глубоководном бассейне Чёрного моря. При этом максимальная интенсивность вертикального перемешивания вод относилась к слою воды 0–50 м, а её снижение наблюдалось в слое сезонного пикноклина с дальнейшим уменьшением на нижней границе кислородной зоны Чёрного моря. Аналогичные данные были получены и для зоны Основного черноморского течения (Стокозов, 2003).



Рис. 3.4.3.2. Динамика изменения глубины залегания максимальных градиентов вертикального распределения ⁹⁰Sr (+) и ¹³⁷Cs (•) в центре западного циклонического круговорота Чёрного моря; 1 — глубина максимального градиента солёности в апреле — августе; 2 — глубина максимального градиента солёности в январе — феврале (Егоров, Поликарпов, Стокозов, Мирзоева, 2008)

По результатам этих исследований установлено, что период вертикальной циркуляции черноморских вод в слое 0-50 м может быть оценён в 5 лет, период полного обновления воды в нижней части пикноклина — в 15–25 лет, а всего объёма моря — в 140 лет (Стокозов и др., 2008). Анализ многолетних измерений вертикального распределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в воде различных акваторий Чёрного моря (Стокозов, 2003; Стокозов и др., 2008) показал, что вблизи нижней границы кислородной зоны скорость заглубления градиентных слоёв в зонах циклонических круговоротов составляла $10-12 \text{ м} \cdot \text{год}^{-1}$, а в зоне Основного черноморского течения — $30-35 \text{ м} \cdot \text{год}^{-1}$. Оценка скорости водообмена кислородной и сероводородной зон Чёрного моря с учётом этих данных показана в табл. 3.4.3.1.

Окислительная зона					
	Площадь		Водообмен		Период
Интервал	поверхности	Объём,	с подстилающими слоями		водообмена Т _{об}
глубин, м	на нижней границе	KM ³	м∙год ⁻¹	Т _{об} ,	через нижнюю
	30ны, км ²			${\rm Km}^3 \cdot {\rm год}^{-1}$	границу, лет
0–200	423000	71125	10–35	3120-10920	6.5–23.0
				5050.1*	14.1*
Сероводородная зона					
	Площадь		Водообмен		Период
Интервал	поверхности	Объём,	с подстилающими слоями		водообмена Т _{об}
глубин, м	на нижней границе	КМ ³	м∙год ^{−1}	Т _{об} ,	сероводородной
	зоны, км ²			$\kappa m^3 \cdot го д^{-1}$	зоны, лет
200–2212	312000	475890	10–35	3120-10920	43.0–152.0
				5051*	94.2*

Таблица 3.4.3.1. Показатели крупномасштабной циркуляции вод кислородной и сероводородной зон Черного моря (Гулин, Егоров и др., 2017)

* — оценка, полученная по результатам моделирования (Егоров и др., 1993);

Тоб — период водообмена;

Представленные в табл. 3.4.3.1 материалы свидетельствуют, что в результате комплексного воздействия гидродинамических процессов поток вод через границу кислородной и сероводородной зон моря при крупномасштабном осреднении может составлять 3120–10920 км³·год⁻¹. При этом период обмена вод окислительной зоны может быть оценён в 6.5–23 года, а сероводородной — в 43–152 года, что в целом соответствует опубликованным ранее интегральным оценкам скорости вертикальной циркуляции вод Чёрного моря (Водяницкий, 1948; Богданова, 1959; Скопинцев, 1975).

Как видно из приведённых выше данных, оценки интенсивности водообмена кислородной и сероводородной зон Чёрного моря, сделанные по результатам мониторинга вертикальной миграции постчернобыльских радионуклидов, отягощены достаточно большими погрешностями. Связано это, очевидно, с тем, что возможность изучения профилей вертикального распределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в воде не могла охватывать все характерные акватории Чёрного моря на масштабе десятилетий.

Уточнение периодов обмена вод окислительной и восстановительной зон проводилось с применением модели крупномасштабного радиоизотопного, солевого и водного баланса Чёрного моря (Егоров и др., 1993). Для параметризации этой модели использовались данные по изменению профилей вертикального распределения осколочных радионуклидов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в воде в течение постчернобыльского периода. Компоненты водного баланса, включая сток рек, испарения, осадки и водообмен через черноморские проливы, определялись по результатам многолетних гидрометеорологических наблюдений (Voitsekhovitch et al., 1998), а осреднённые профили вертикального распределения солёности вод оценивались по многочисленным данным гидрологических съёмок. Цель моделирования заключалась в установлении в численных экспериментах стационарных профилей вертикального распределения солёности вод при использовании в качестве показателей скорости вертикального водообмена оценок, полученных по данным изучения вертикального распределения осколочных радионуклидов в воде.

Верификация результатов расчётов и моделирования (Егоров и др., 1993) показала, что при средней величине водообмена между кислородной и сероводородной зонами Чёрного моря через горизонт 200 м, равной 5051 км^{3.}год⁻¹, период круговорота вод в кислородной зоне составил примерно 14 лет, а в сероводородной — 94 года. При этом данные численных экспериментов на модели попадали в доверительную зону изменения профилей вертикального распределения чернобыльских радионуклидов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в воде на 20-летнем масштабе времени, и полученный таким образом в 1991 г. прогнозные оценки полностью совпали с результатами последующих наблюдений (Egorov et al., 1999). Именно поэтому применительно к проблеме радиоактивного загрязнения морской среды радионуклидами ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs водную массу кислородной зоны Чёрного моря (объём — 71 125 км³) можно было рассматривать как зону депонирования этих радионуклидов на масштабе времени порядка нескольких десятилетий, а водную массу сероводородной зоны (475 890 км³) — как зону их депонирования в вековом масштабе.

Изучение радиоэкологического отклика Чёрного моря на чернобыльскую аварию (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008) показало, что основными факторами формирования полей радиоактивного загрязнения были атмосферные выпадения на поверхность моря, поступление радионуклидов в кислородную зону со стоком рек, их вынос через проливы, миграция в глубоководную зону и седиментационное удаление в толщу донных отложений. Атмосферные выпадения ⁹⁰Sr в акваторию Чёрного моря составили в 1986 г. 100–300 ТБк, а ¹³⁷Cs — 1700–2400 ТБк. За период 1986–2000 гг. со стоком самых крупных черноморских рек Днепр и Дунай в море поступило (160 ± 28) ТБк ⁹⁰Sr и (22.6 ± 5.4) ТБк ¹³⁷Cs (Егоров и др., 2008).

Таким образом, суммарное поступление ⁹⁰Sr в акваторию Чёрного моря с 1986 по 2000 г. можно оценить величиной 260–460 ТБк, а ¹³⁷Cs — 1723–2423 ТБк. К 2000 г. седиментационное депонирование ⁹⁰Sr в толще донных отложений Чёрного моря составило всего 0.4 ТБк, или 0.09–0.15 % от общего поступления этого радионуклида в море за указанный период, а ¹³⁷Cs — 40 ТБк, или 1.6–2.3 % (Gulin et al., 2012; Егоров и др., 2008). Из этих оценок следует, что депонирование ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в толще донных отложений было незначительным по сравнению с содержанием чернобыльских радионуклидов в кислородной и сероводородной зонах Чёрного моря, а значит, можно рассматривать водные массы этих зон, особенно сероводородной, как основные депо чернобыльских ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs.

Очевидно, что степень экологической опасности загрязнения водной массы каким-либо радионуклидом определяется в первую очередь его концентрацией (С_в) в сравнении с её предельно допустимым значением (С_{пдк}). Величина С_в равна отношению пула радионуклида в этой водной массе (П) к её объему (V). Отсюда следует, что максимально допустимый пул (П_{max}) радионуклида при гомогенном его распределении в водной массе характеризует её наибольшую радиоёмкость (R_{max}):

$$R_{\max} = C_{\Pi \not \square \not K} \cdot V , \qquad (3.4.3.1)$$

а величина

$$R_{om\mu} = \frac{\Pi}{\Pi_{max}} = \frac{C_B}{C_{\Pi \square K}}$$
(3.4.3.2)

может служить показателем относительного исчерпания радиоёмкости.

Заметим, что уровни и масштабы времени депонирования радионуклидов в водных депо зависят от постоянной времени радиоактивного распада радиоизотопа (λ) и от периода времени циркуляции вод в рассматриваемой водной массе (T_{o5}), поэтому ассимиляционная способность водного депо (R_{ac}) может быть рассчитана по формуле:

$$R_{ac} = \lambda \Pi + \frac{\Pi}{T_{o\bar{o}}}, \qquad (3.4.3.3)$$

а максимальная ассимиляционная способность водной массы может быть определена из соотношения:

$$R_{ac-\max} = \lambda \Pi_{\max} + \frac{\Pi_{\max}}{T_{o\delta}}.$$
(3.4.3.4)
Расчёты по формулам (3.4.3.1–3.4.3.4) позволили определить относительную и максимальную радиоёмкость водных масс, оценить их ассимиляционную способность и установить тенденции изменения радиоактивного загрязнения вод. Они могут использоваться для оценки экологической опасности радиоактивного загрязнения морской среды, а значит, выполненные по формулам (3.4.3.1–3.4.3.4) оценки могут быть не абсолютным критерием, а только санитарным нормативным пределом для отдельных стран.

Результаты расчётов радиоёмкости кислородной и сероводородной зон Чёрного моря, выполненные в соответствии с санитарно-гигиеническим критерием ПДК, равным для ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs величине 2 Бк·л⁻¹, приведены в табл. 3.4.3.2.

Таблица 3.4.3.2. Параметры максимальной радиоёмкости водных масс Чёрного моря (Гулин, Егоров и др., 2017)

Параметры По ⁹⁰ Sr	Кислородная зона 0–200 м, V = 71 125 км ³	Сероводородная зона 200–2200 м, V = 475 890 км ³	Чёрное море 0–2200 м, V = 547 015 км ³
Радиоёмкость R _{max} , ПБк	142.250	951.780	1094.030
Радиоактивный распад R _{расп} , ПБк·год ⁻¹	3.387	22.662	26.049
Ассимиляционная способность R _{ac-max} , ПБк·год ⁻¹	13.369	32.738	26.049
По ¹³⁷ Cs			
Радиоёмкость R _{max} , ПБк	142.250	951.780	1094.030
Радиоактивный распад R _{расп} , ПБк·год ⁻¹	3.264	21.843	25.108
Ассимиляционная способность R_{ac-max} , ПБк \cdot год ^{-1}	13.350	31.951	25.108

Они получены с использованием данных табл. 3.4.3.1, а также с учётом того, что период полураспада ⁹⁰Sr равен 29.1 года ($\lambda = 0.0238 \text{ год}^{-1}$), а период полураспада ¹³⁷Cs составляет 30.2 года ($\lambda = 0.02295 \text{ год}^{-1}$). Эти результаты дают представление о максимальной радиоёмкости Чёрного моря, включая его кислородную и сероводородную зоны.

Обращаясь к представленным в табл. 3.4.3.2 данным, следует обратить внимание на то, что ассимиляционная способность кислородной и сероводородной зон в сумме превышает радиоактивный распад поступивших радионуклидов в Чёрном море после аварии на ЧАЭС, хотя он является единственным, кроме не рассмотренного здесь седиментационного, фактором элиминации радионуклидов из водной среды. Это обусловлено тем, что ассимиляционная способность отдельных зон определяется не только интенсивностью радиоактивного распада в них радионуклида, но и водообменом этих зон со смежными слоями вод. Этот фактор имеет значение в том случае, если в качестве водных депо рассматриваются лишь отдельные акватории элиминации радионуклидов. Тогда радиоёмкость этих депо определяется как радиоактивным распадом, так и поступлением из них радионуклидов в смежные водные массы.

Общее представление о величине радиоёмкости Чёрного моря в отношении долгоживущих техногенных радиоизотопов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs можно получить из таблицы 3.4.3.3.

В табл. 3.4.3.3 даны также оценки радиоёмкости Чёрного моря по отношению к наиболее значимым уровням радиоактивного загрязнения окружающей среды за весь период ядерной эры. Эти данные свидетельствуют о том, что поступление ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в окружающую среду при ядерном взрыве в Хиросиме составляло не более 1/10 процента от определяемой по санитарным нормам ($2 \, \mathrm{Ke} \, \mathrm{m}^{-1}$) максимальной радиоёмкости черноморских вод для этих радионуклидов. Поступление ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, эквивалентное поступлению при атмосферных испытаниях ядерного оружия, имело бы порядок величин, равный его максимальной радиоёмкости. Инжекция ⁹⁰Sr в окружающую среду после аварии на ЧАЭС составила десятые доли процента, а его поступление — сотые доли процента от радиоёмкости Чёрного моря.

Таблица 3.4.3.3. Сравнение различных уровней загрязнения окружающей среды ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs с радиоёмкостью черноморских вод (Гулин, Егоров и др., 2017)

	ступление (П)	рнобыльских	дионуклидов	Чёрное море	1986–2000 rr.	ров и др., 2008)	Π/R _{max} ,	%	.46 0.02–0.04	.423 0.16–0.22	
еду	По	ЧС	pa,	B	B	(Eroj	Π,	IIBk	0.26–0	1.723–2	
ружающую ср		тение (∏)	оийного	a 4A9C	et al., 1991)		П/R _{max} ,	%	0.12-0.16	7.77–9.14	
іуклидов в окј		Поступл	из авар	реактор	реактој	(Gudiksen		Π,	IIBĸ	1.3–1.8	85-100
ступления радион	тупления радион ение (П) сиспытаниях	к испытаниях	х испытаниях юсфере	et al., 1989)		Π/R _{max} ,	%	59.4–118.8	118.8–137.1		
Источники пос		Поступл	при ядерных	B aTMOC	(Gudiksen		П,	ПБĸ	650-1300	1300–1500	
		ление (П)	ном взрыве	росиме	et al., 1989)		Π/R_{max} ,	%	$7.8 \cdot 10^{-2}$	$9.1 \cdot 10^{-2}$	
		Поступ.	при ядерь	в Хи	(Gudiksen		Π,	IIBĸ	0.085	0.100	
	Радио- нуклид						$^{1}S^{06}$	^{137}Cs			

Раздел 3.5. Проблемы морского природопользования

Решение проблем морского природопользования направлено на оптимизацию промысла и добычи органических, химических, углеводородных и рекреационных морских ресурсов. Основные задачи природопользования связаны с разработкой нормативных законодательных и административных актов, обеспечивающих использование ресурсов Мирового океана с учётом характеристик их исчерпания и возобновляемости, безопасности для человечества, а также сохранения видового организмов И **условий** их обитания. Современные разнообразия морских государственные и ведомственные акты в области охраны морской среды основаны на антропоцентрическом и экоцентрическом подходах к защите биосферы (Алексахин, Фесенко, 2004). При антропоцентрическом подходе взаимодействия человека и природы строятся по правилам, устанавливаемым человеком, а управление существованием природных сообществ на человека не распространяется. Основной принцип реализации антропоцентрического принципа природопользования — «Взять от природы всё — наша задача» (И. В. Мичурин). Результат такого подхода известен снижение видового разнообразия в природе. Экоцентрический подход исходит из объективности существования единой системы, в рамках которой человек и все живые организмы взаимодействуют между собой и с окружающей средой. Именно этот принцип целостности лежит в основе современного понимания взаимосвязи человека с природой (Kinne, 1997).

Раздел 3.5.1. Принцип устойчивого развития акваторий

Ухудшение экологического состояния окружающей среды поставило на первый план природоохранной деятельности разработку научно обоснованных методов регулирования антропогенного воздействия. Для этих целей ООН приняла в качестве официальной так называемую концепцию устойчивого развития. Для морских акваторий реализация принципа устойчивого развития заключается в обеспечении равновесия между использованием и воспроизводством их ресурсов. В то же время реализация концепции при регулировании состояния морской среды по факторам радиоактивного и химического загрязнения вод имеет свои особенности.

Раздел 3.5.2. Реализация принципа устойчивого развития акваторий по факторам загрязнения морской среды

По современным представлениям, морские экосистемы являются эволюционно сформировавшимися природными объектами, в которых в единых пространственномасштабах происходят взаимодействия между биотическими временных и абиотическими факторами среды. Энергетическим источником их существования является солнечная радиация, а вещественным — химические вещества и их соединения различной биологической значимости. С термодинамической точки функционирование всякой морской экосистемы связано зрения с усвоением и диссипацией части солнечной энергии, трансформированной в физиологически активную радиацию. В соответствии с биогеохимическими воззрениями, воздействие биотических и абиотических механизмов функционирования экосистем направлено на потребление, трансформацию физико-химических форм и возврат в геологические депо химических элементов различной биологической значимости, а в соответствии с экологическими воззрениями — на воспроизводство органических, минеральных и рекреационных ресурсов.

Для вещественных, органических и минеральных ресурсов реализация принципа устойчивого развития связана с принятием международных соглашений в области морского природопользования, с лицензированием промысла или добычи, с созданием Красных книг редких или вымирающих видов организмов, с разработкой нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ (ПДК) в морской среде для населения и биотических компонентов экосистем. Рекреационные ресурсы в первую очередь определяются регламентируемым по санитарно-гигиеническим критериям качеством морской среды. Согласно формулировке, ПДК — критерий, определяющий меру приемлемого риска для человека или для критических групп морских животных (Предельно допустимые сбросы (ИДС)..., 2005). Практика экологического нормирования по критериям ПДК учитывает следующие особенности:

1. По литературным данным, в Чёрном море в настоящее время обитает свыше 2028 видов животных (Зайцев, 2006). Перечнем ПДК (Water quality criteria..., 1991) охвачено более 190 разновидностей загрязняющих веществ. Известно, что каждый год в морскую среду поступает свыше 1000 новых контаминантов. В этих условиях контролирование качества морских вод по критериям ПДК представляет не только научную, но и экономическую проблему.

2. Критерии ПДК имеют размерность единиц концентрации контаминантов в живых компонентах экосистем или в морской среде. В силу этого они являются лишь диагностическими критериями, указывающими на степень экотоксикологической опасности акваторий.

3. Концентрация загрязнителей в воде (С_в) всегда устанавливается в результате баланса потоков загрязнения (П_{загр}) и биогеохимического самоочищения (П_{элим}) акваторий с учётом их вмещающей ёмкости, динамических характеристик водообмена, закономерностей минерального и радиоизотопного метаболизма гидробионтов, а также потоков миграции и переноса контаминантов в смежные акватории и в геологические депо.

Именно поэтому для целей нормирования и управления качеством морской среды могут использоваться оценки потоков предельно допустимого загрязнения (П_{загр}) и самоочищения вод (П_{элим}). Очевидно, что при этом величина П_{загр} характеризует поток потребления качества вод, а П_{элим} — поток его воспроизводства. В связи с этим задача реализации принципа устойчивого развития морских акваторий по факторам загрязнения морской среды сводится к определению таких стационарных значений величин потоков П_{загр} и П_{элим}, при которых концентрация контаминанта в воде (С_в) не превышает ПДК.

В предыдущих разделах показано, что стационарные значения величин Пзагр и П_{элим} в морских экосистемах устанавливаются в результате функционирования всего комплекса взаимолействий живого И косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды. Они могут ранжироваться не только по минеральному балансу экосистем, но и по фактору предельно допустимой концентрации контаминанта в воде, а также по величине Св, лимитированной по сорбционным, метаболическим, седиментационным критериям или стадиям гомеостаза биогеоценозов. При этом важно знать не только предельные потоки П_{загр} и П_{элим}, но и интервалы изменения их значений, которые могут быть мерой исчерпания и воспроизводства ресурсов качества вод, что особенно значимо при реализации концепции устойчивого развития рекреационных зон. Легко заметить, что применительно к проблемам реализации устойчивого развития по факторам загрязнения морской среды соотношение между реальной концентрацией контаминанта в воде (Св) и ПДК может быть мерой потребления ресурса качества вод. Наибольшая величина этой разности будет соответствовать минимальному ресурсу потребления качества вод, а критическая C_в → ПДК — отражать исчерпание этого

ресурса. Аналогично: максимальная разность реального и предельного потоков биогеохимического самоочишения вод указывает на наибольший pecypc воспроизводства качества вод в результате воздействия биогеохимических процессов. Равенство реального предельного потоков самоочишения будет И вол свидетельствовать об исчерпании ресурса воспроизводства качества вод.

Раздел 3.5.3. Биогеохимические критерии

В разделе 3.1 по результатам численных экспериментов показано, что модели экосистем, замкнутые балансом по потокам вещества, энергии, минеральных элементов и контаминантов, после завершения нестационарных процессов могут переходить в устойчивые состояния. Одной из основных задач моделирования таких экосистем является исследование потоков самоочищения морской среды в отношении эвтрофирующих элементов и химических загрязнений ядерной и неядерной природы в результате воздействия природных экологических и физико-химических процессов и биогеохимических циклов при антропогенном воздействии. В условиях стационарности левая часть описывающих состояние экосистем дифференциальных уравнений вида (2.4.3.1–2.4.3.2) может быть приравнена к нулю. Именно поэтому они превращаются в алгебраические уравнения, решение которых позволяет найти функциональные связи между потоками антропогенного воздействия И биогеохимической реакцией на них экосистем.

Исследование уравнений (2.4.3.1-2.4.3.2) показало, что практически все их параметры имеют физический и биологический смысл и могут быть однозначно по результатам экспериментальных наблюдений. определены И природных Соответственно, решение алгебраических уравнений позволяет получить иллюстрируемые ниже достаточно простые формулы, пригодные для использования в качестве критериев биогеохимического нормирования потоков антропогенного загрязнения вод.

Оборот химических веществ или радионуклидов в гидробионтах. Химические элементы и их радионуклиды, усвоенные гидробионтами парентерально и алиментарно, вновь возвращаются в морскую среду в результате минерализации и лизиса химических веществ и их соединений, а также десорбционных и метаболических процессов. Их интенсивность, рассматриваемая по отношению к отдельным минеральным элементам, характеризуется периодом круговорота в гидробионтах. Если обменные процессы стационарны, период круговорота

радионуклида или его изотопного носителя в гидробионте можно определить из соотношения (Kuenzler, 1965):

$$T_{o\bar{o}} = \frac{C_{\Gamma}}{V_{o\bar{o}}},$$
(3.5.3.1)

где C_г — стационарное значение концентрации элемента в гидробионте;

v_{об} — скорость обмена элемента.

Рассмотрим применение камерной теории, реализованной уравнением (2.4.3.1), для определения периода круговорота неорганических радиоактивных и химических веществ в гидробионтах в условиях изменяющейся концентрации этих элементов в водной среде. В наиболее простом случае из соотношения (2.4.3.1) следует, что при парентеральном поступлении элемента в один обменный фонд гидробионта, а также без учёта продукционных процессов и при $C_B << K_m$ балансовое равенство изменения его концентрации в компоненте экосистемы имеет вид:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = p(C_{e}K_{c} - C_{\Gamma}). \qquad (3.5.3.2)$$

Из выражения (3.5.3.2) видно, что при условиях стационарности скорость поступления элемента равна скорости его выведения, поэтому в качестве оценки v_{o6} может использоваться любой из этих компонентов скорости, например $v_{o6} = C_r \cdot p$. Подставив значение v_{o6} в формулу (3.5.3.1), получим:

$$T_{o\delta} = \frac{1}{p}.$$
(3.5.3.3)

Таким образом, период оборота радиоактивного или стабильного элемента через обменный фонд гидробионта равен величине, обратной показателю скорости его выведения из обменного фонда. Важно знать, равное ли количество времени пребывают минеральные элементы в обменных фондах. Если бы время пребывания каждого атома или молекулы неорганического вещества в обменном фонде было одинаковым, в изучении выведения радионуклида этого вещества наблюдалось бы линейное уменьшение радиоактивности гидробионта во времени. Так как выведение из фонда идёт по экспоненциальной зависимости вида (2.1.2.1), при n = 1 за промежуток времени, равный периоду полузатухания экспоненты τ_{of} в выражении (2.1.2.2), концентрация радионуклида в обменном фонде гидробионта снижается лишь вдвое. Из (2.1.2.1) при n = 1 видно, что максимальное время пребывания минерального вещества в фонде (T_{max}) может быть определено только приближённо. Обычно за T_{max}

принимается время $T_{max} = 5 \cdot \tau_{oo}$, за которое обменивается не менее 97 % от объёма Так как $p = 0.693 / \tau_{ob}$, $T_{max} = 3.5 \cdot T_{ob}$, то есть максимальное время фонла. пребывания элемента в обменном фонде в 3.5 раза больше величины Тоб. Отсюда следует, что в обменном фонде всегда есть молекулы вещества, круговорот которых осуществляется за период меньше Тоб. Именно поэтому параметр Тоб, определяемый по формуле (3.5.3.3), следует считать средним временем круговорота минерального элемента или его радионуклида через обменный фонд. Следовательно, модель вида (3.5.3.2) отражает такой кинетический механизм процессов обмена, в результате воздействия которого поток элемента через фонд состоит из атомов или молекул, обмениваемых фондом с разными скоростями. Если имеется несколько обменных фондов, весь поток обмениваемого гидробионтом вещества следует рассматривать как сумму потоков, каждый из которых характеризуется своим параметром Т. При наличии двух обменных фондов в гидробионте получим $C_{\Gamma} = C_{B} \Sigma B_{i}$; $v_{ob} = C_{B} \Sigma B_{i} p_{i}$. Подставив эти значения в (3.5.3.1), определим величину осреднённого круговорота неорганического вещества в гидробионте:

$$T_{o\bar{o}} = \frac{B_1 + B_2}{B_1 p_1 + B_2 p_2}.$$
(3.5.3.4)

Из (2.4.3.1) следует: если в обменный фонд в гидробионте загрязнитель может поступать как с пищей, так и из водной среды, то с учётом процессов роста при n = 1 получим:

$$T_{o\delta} = \frac{1}{p + P_{\Gamma} / B_{\Gamma}}.$$
(3.5.3.5)

Из уравнения (3.5.3.5) видно, что средний период круговорота не зависит от пути поступления и от концентрации элемента в гидробионте и в среде, а определяется только интенсивностью метаболических и продукционных процессов в гидробионте. По отношению к радионуклидам с учётом радиоактивного распада можно записать:

$$T_{o\delta} = \frac{1}{p + P_{\Gamma} / B_{\Gamma} + \beta}.$$
(3.5.3.6)

По литературным данным, период круговорота минеральных элементов оценивается по формуле (3.5.3.3) (Kuenzler, 1965; Lownan et al., 1971), что равносильно принятию гипотезы о наличии одного обменного фонда каждого из элементов в гидробионте. Наши исследования показали, что поток неорганического вещества

через гидробионта состоит из атомов или молекул, проходящих как через один, так и через два обменных фонда с разными средними скоростями; максимальное время пребывания элемента в фонде гидробионта может в 3.5 раза превышать среднее. Период круговорота радионуклида в гидробионте определяется интенсивностью метаболических и продукционных процессов и не зависит от пути его поступления и концентрации изотопного носителя в гидробионте и воде.

Биотический круговорот химических веществ или радионуклидов в морской среде. Количественной характеристикой интенсивности биохимических процессов в океане, рассматриваемой в отношении консервативных химических веществ и их соединений, является среднее время их биотического круговорота в морской среде (Small, Fowler, 1973), которое также характеризует время их биогенной мобилизации (T_6) (Богданов и др., 1983). Величина T_6 соответствует периоду прохождения всего растворённого в воде радионуклида или минерального элемента через биогенный цикл поглощения — выведения живым веществом морской среды. Этот период вычисляется по формуле (Kuenzler, 1965), аналогичной (3.5.3.1), в которой в числителе вместо C_r подставлено значение $C_{\rm B}$.

Рассмотрим, как трансформируется выражение (3.5.3.1) в случае принятия гипотезы о применимости обобщённой модели (2.4.3.1) и (2.4.3.2) для описания кинетических закономерностей минерального обмена гидробионтов. В наиболее простом случае, когда антропогенное загрязнение и физический перенос отсутствуют, а гидробионты не продуцируют органическое вещество и имеют лишь один обменный фонд минерального элемента, заполняемый парентерально, из выражения (2.4.3.2) следует, что скорость изменения концентрации химического или радиоактивного вещества в среде в результате взаимодействия с гидробионтами в области значений $C_8 << K_m$ опишется уравнением:

$$\frac{dC_{s}}{dt} = m_{yo}(C_{\Gamma}p - C_{s}K_{c}p).$$
(3.5.3.7)

Подставив в формулу (3.5.3.1) значение $v_{o6} = m_{yd} \cdot C_B \cdot K_c \cdot p$ из выражения (3.5.3.7), получим:

$$T_{\sigma} = \frac{1}{m_{yo}K_{c}p}.$$
(3.5.3.8)

Соотношение (3.5.3.8) показывает, что биоциркуляционный круговорот тем более интенсивен, чем выше удельная биомасса, коэффициент накопления и показатель

скорости обмена элемента гидробионтами. С учётом зависимости изменения величины K_c при минеральном обмене гидробионтов в соответствии с уравнением Михаэлиса — Ментен получим:

$$T_{\tilde{o}} = \frac{K_m + C_e}{m_{y\bar{o}}V_m}.$$
(3.5.3.9)

Отсюда следует: если при антропогенном загрязнении морей и океанов концентрация радионуклида или изотопного носителя в воде достигнет уровня, соизмеримого с величиной K_m , то период биотического круговорота элемента возрастёт. Применительно к продукционным проблемам отсюда следует, что при избытке поступления биогенных элементов убывает относительная способность к их биотической ассимиляции и возрастает экологическая опасность гипертрофикации вод. Если же рассматривать связь между $C_в$ и T_6 по отношению к радионуклидам, можно заключить, что с увеличением концентрации изотопного носителя в воде влияние биотического фактора на трансформацию радионуклида уменьшается.

Перенос химических веществ (радионуклидов) по трофической цепи. Необходимость разработки методик прогнозирования миграции загрязнений по трофическим цепям, вплоть до поступления их с морепродуктами к человеку, является одной из основных проблем, стимулирующих создание теоретической базы взаимодействия гидробионтов для описания кинетики с радиоактивными И химическими веществами морской среды. Многочисленные исследования показали, содержание в гидробионтах минеральных элементов — потенциальных что загрязнителей морской среды, с повышением трофического уровня, как правило, снижается. Установлено, что концентрация у креветок составляет селена 4.01 мкг·г⁻¹ сухой массы, а урыб — 1.49–1.74 мкг·г⁻¹ (Maher, 1985). Содержание микроэлементов Cd, Hg, Cu, Pb, Zn, Se, Cr, Ag, Sb, Cs, Co и Fe в организмах южной части Балтики уменьшается в ряду фитопланктон — зоопланктон — зообентос — рыбы (Brzezinska et al., 1984). Количество микроэлементов (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Ni, Pb), содержащееся в зоопланктоне Чёрного моря, выше, чем в рыбах (Рожанская, 1983). Аналогичные данные получены в исследованиях содержания тяжёлых металлов в гидробионтах (Clerck et al., 1984), а также при изучении передачи осколочных радионуклидов по трофическим цепям (Остербергер, Пирси, 1971). Обратная закономерность отмечена в основном только по содержанию ртути в гидробионтах. У креветок из прибрежных вод Бельгии её концентрация была ниже, чем у рыб

(Clerck et al., 1984). Содержание ртути в фитопланктоне Северной Атлантики составляло 0.005 мкг·кг⁻¹ сырой массы; в зоопланктоне — 0.01 мкг·кг⁻¹; в мальках рыб — 0.01 мкг·кг⁻¹; в рыбах-планктофагах — 0.01 мкг·кг⁻¹; в кальмарах — 0.24 мкг·кг⁻¹ (Morozov, Petukhov, 1979).

Воспользуемся камерной теорией для получения соотношения, применимого для оценки миграции радионуклидов и изотопных носителей по трофическим цепям. Если радиоактивный или химический загрязнитель передаётся по трофической цепи алиментарно, коэффициент его накопления каждым последующим звеном (K_r) от коэффициента накопления в предыдущем звене (K_n) может быть определён из уравнения (2.3.2.2). В этом случае из условия стационарности получим:

$$K_{\Gamma} = K_{\Pi} \frac{Rq}{Rq_{\Pi} + p}.$$
(3.5.3.10)

Из равенства (3.5.3.10) видно, что при протекании продукционных процессов рост уровней накопления загрязнителя по трофической цепи возможен при Rq > (Rq₁ + p), то есть только в случае, если его усвоение из пищи превышает степень её ассимиляции на рост, а также выведение загрязнителя из гидробионта в результате метаболизма. В отсутствие роста гидробионтов (при $q_{\pi} = 0$) превышение накопления загрязнителя в каждом последующем звене возможно при Rq > p, когда его усвоение из пищи больше выведения в результате метаболических процессов. Интерпретация приведённых выше эмпирических данных в соответствии с теоретической зависимостью (3.5.3.10) позволяет заключить, что в тех случаях, когда коэффициенты накопления загрязнителей в более высоких трофических уровнях животных снижаются, можно ожидать, что ассимиляция пищи на рост превысит степень усвоения этих загрязнителей из пищи.

Сравнение парентерального и алиментарного путей поглощения неорганических веществ гидробионтами. До настоящего времени не сложилось единого мнения о роли пищи и водной среды в поглощении минеральных веществ и радионуклидов гидробионтами. В исследованиях с ⁶⁵Zn и *Artemia salina* установлено, что из пищи этот радионуклид усваивался в 7 раз эффективнее, чем из воды (Rice, 1965). Превалирование алиментарного пути отмечено также в исследованиях поступления ⁶⁵Zn и ⁵⁹Fe по пищевой цепи *Fucus serratus — Littorina obtusata* (Young, 1975). Аналогичные выводы получены при изучении поглощения ⁶⁰Co креветками (Weers, 1975а). С другой стороны, по данным Ренфро с сотрудниками (Renfro et al., 1975),

крабы и креветки, поглощавшие ⁶⁵Zn из водной среды и из пищи в течение трёх месяцев, накапливали его алиментарно не больше, чем парентерально. Этими же авторами установлено, что бокоплавы *Gammarus locusta* за 27 дней пребывания в среде с ⁶⁵Zn и меченной этим же радионуклидом артемией накопили ⁶⁵Zn до величины $K_{\rm H} = 1000$. Животные, содержавшиеся без пищи, имели коэффициент накопления 2400, а бокоплавы, питающиеся меченной ⁶⁵Zn артемией, накопили радионуклид до величины $K_{\rm H} = 200$ единиц. Основной современный подход к изучению роли пищи и воды в минеральном питании — исследование кинетических закономерностей поглощения радиоактивной метки неорганических веществ гидробионтами (Polikarpov, 1966; Weers, 19756; Young, 1975) с интерпретацией в отдельных случаях обменных процессов математическими моделями (Kowal, 1971; Pentreath, 1973).

Рассмотрим возможности применения обобщённого уравнения (2.4.3.1) для оценки роли пищи и водной среды в поглощении радионуклидов и изотопных носителей консументами. В наших исследованиях (Егоров, Иванов, 1981) установлено, что при парентеральном поглощении кинетика обмена ⁶⁵Zn копеподами Euchirella bella с параметрами (рис. 2.5.1.1) описывалась двухкамерной моделью $B_1 = 150$, $p_1 = 3.46$ сут⁻¹ и $B_2 = 1360$, $p_2 = 0.139$ сут⁻¹. Кинетика пищевого поглощения ⁶⁵Zn копепол при питании их олноклеточными водорослями этим же вилом Peridinium trochoideum в параллельных экспериментах (рис. 2.3.2.3) удовлетворительно описывалась моделью с параметрами $B_1 = 6 \cdot 10^{-3}$, $p_1 = 4 \cdot 15 \text{ сут}^{-1}$ и $B_2 = 52 \cdot 10^{-3}$, $p_2 = 0.102$ сут⁻¹ (Пионтковский, Егоров, Иванов, 1983). В этих опытах радиоактивность пищи составляла 20 имп мин⁻¹ мг⁻¹ и не изменялась в течение времени наблюдений. В обоих экспериментах копеподы за весь период наблюдений не росли. Сравнение параметров моделей пищевого и парентерального путей поглощения ⁶⁵Zn Euchirella bella показало, что соотношение обменных фондов цинка в животных было примерно одинаковым. Константы скорости обмена этих фондов также были близки Это свидетельствовало, что метаболизм по величине. в отношении цинка. поступившего как парентерально, так и алиментарно, у Euchirella bella одинаков. Различия абсолютных величин обменных фондов в этом случае можно было объяснить различием удельных концентраций ⁶⁵Zn в пище и водной среде.

Идентичность метаболических констант p_1 и p_2 , которые отражают кинетику обмена ⁶⁵Zn, поступившего в животных с пищей и из водной среды, позволила получить объединённую модель (Иванов и др., 1986):

$$\frac{dC_1}{dt} = C_s B_1 p_1 + \alpha R q C_{\Pi} + C_1 p_1;$$

$$\frac{dC_2}{dt} = C_s B_2 p_2 + (1 - \alpha) R q C_{\Pi} - C_2 p_2;$$

$$C_{\Gamma} = C_1 + C_2,$$
(3.5.3.11)

в которой параметры B_1 и B_2 соответствовали параметрам при парентеральном поглощении цинка гидробионтом. Из выражений (3.5.3.11) видно, что скорость поступления ⁶⁵Zn из воды — $v_B = C_B \cdot (B_1 \cdot p_1 + B_2 \cdot p_2)$, а из пищи — $v_{\pi} = Rq \cdot C_{\Pi}$. Отсюда процентный вклад пищевого пути в процессе поглощения элемента гидробионтом описывается выражением:

$$\frac{\nu_{\Pi}}{\nu_{e} + \nu_{\Pi}} = \frac{RqC_{\Pi}}{C_{e}(B_{1}p_{1} + B_{2}p_{2}) + RqC_{\Pi}}.$$
(3.5.3.12)

Формула (3.5.3.12) справедлива, очевидно, как для радионуклидов, так и для их стабильных аналогов. Между тем применение метода радиоактивных индикаторов только тогда отражает истинное соотношение путей поступления изотопных носителей, когда удельная радиоактивность пищи достигает стационарного уровня C_п = K_п·C_в, где K_п — стационарный коэффициент накопления элемента в пище. Подставив значение C_п в (3.5.3.12), получим уравнение:

$$\frac{V_{\Pi}}{V_{e} + V_{\Pi}} = \frac{RqK_{\Pi}}{B_{1}p_{1} + B_{2}p_{2} + RqK_{\Pi}},$$
(3.5.3.13)

параметры которого не зависят от концентрации элемента в воде. Расчёты по формуле (3.5.3.13) показали, что при $K_{\pi} = 15\,000$ для фитопланктона (Lowman et al., 1971), q = 1 и минимальном (R = 0.1) и максимальном (R = 0.5) рационах копепод вклад пищевого пути в поглощение цинка *Euchirella bella* лежал в пределах 68–92 %. Отсюда следует, что в этих экспериментах в отсутствие роста пищевой путь являлся превалирующим в поглощении цинка животными.

В природных условиях наиболее характерным для морских животных является состояние продуцирования ими органического вещества. Рассмотрим решение задачи определения роли пищи и непосредственно водной среды в минеральном питании гидробионтов на модели вида (2.4.3.1). Применительно к условиям, когда в закрытой системе неорганическое вещество поступает парентерально (при C_в << K_m) и алиментарно в один обменный фонд гидробионта, уравнение (2.4.3.1) трансформируется в выражение:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = C_e K_c p + R C_{\Pi} q - C_{\Gamma} (\mathbf{p} + P_{\Gamma} / \mathbf{B}_{\Gamma}), \qquad (3.5.3.14)$$

где K_c — стационарный коэффициент накопления минерального элемента, который установился бы по отношению к гидробионту, если бы этот элемент поглощался из среды только парентерально.

Когда рост массы морского организма осуществляется за счёт ассимиляции пищи и поглощения элемента непосредственно из водной среды, уравнение (3.5.3.14) можно записать в виде:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = C_{e}K_{c}p + R(C_{\Pi}q - C_{\Gamma}q_{\Pi}) - C_{\Gamma}p.$$
(3.5.3.15)

Отсюда соотношение, позволяющее сравнивать скорости парентерального и алиментарного поступления элементов, запишется следующим образом:

$$\frac{\nu_{\Pi}}{\nu_{e} + \nu_{\Pi}} = \frac{R}{K_{\Gamma} p} (K_{\Pi} q - K_{\Gamma} q_{\Pi}),$$
(3.5.3.16)

где К_г — стационарный коэффициент накопления элемента при его поглощении гидробионтом непосредственно из водной среды и с пищей.

Соотношение (3.5.3.1) показывает, что эффективность алиментарного пути в значительной степени определяется коэффициентом накопления и степенью усвоения элемента из пищи. В зависимости от знака разности (K_nq – K_rq_n) роль пищевого пути может быть положительной и отрицательной. Последнее означает, что роль пищи в какой-то период времени может сводиться к снижению концентрации неорганического вещества в гидробионте.

Воспользуемся уравнением (3.5.3.15) для оценки зависимости К_г от величин К_с и К_п. Из условия стационарности с учётом того, что С_п = К_п·С_в, получим:

$$K_{\Gamma} = K_c \frac{p + \frac{K_{\Pi}}{K_c} q}{p + R \mathbf{q}_{\Pi}}.$$
(3.5.3.17)

Из формулы (3.5.3.17) видно: если гидробионт не продуцирует органическое вещество ($q_{\pi} = 0$), при алиментарном и парентеральном поглощении элемента коэффициент его накопления гидробионтом K_r всегда выше, чем K_c. Величина K_r также выше K_c, если K_n > K_c. В пределе, если K_n >> K_c, величина K_r стремится к значению K_n. Если же K_n < K_c, то K_r < K_c. Анализ уравнений (2.5.3.17) и (3.5.3.15), по нашему мнению, объясняет источники противоречивости результатов исследований ряда авторов, которые были получены без учёта рационов, степени ассимиляции пищи на рост, усвояемости минеральных элементов из пищи, а также метаболической активности гидробионтов в отношении этих элементов.

Исслелование на математической молели в нелом показало. uto при парентеральном и алиментарном путях поглощения минеральных элементов и их радионуклидов гидробионтами роль пищевого пути определяется соотношением концентраций элемента в консументе и пище, рационом, а также степенью И усвояемостью элемента из пищи. У продуцирующих ассимилянии пиши органическое вещество гидробионтов алиментарный путь может как повышать, так и снижать концентрацию минеральных элементов, в отличие от воздействия только парентерального механизма их поглощения.

Биотическая трансформация физико-химических форм элементов.

В разделе 2.2.9 на примере эмпирического изучения и математического описания кинетики концентрирования одно- и пятивалентного ¹³¹I ульвой показано, что кинетика обмена разных физико-химических форм химических веществ гидробионтами может рассматриваться как результат их поступления в обменные фонды с показателями скоростей метаболических реакций, соответствующими каждой физико-химической форме. Показатели скоростей выведения из обменных фондов разных физико-химических форм неорганических веществ гидробионта одинаковы. Таким образом, в результате обменных процессов в гидробионтах изменяется соотношение физико-химических форм элементов в морской среде.

Для стационарной системы с одним фондом обмена элемента в гидробионте, описываемой балансовыми равенствами обобщённой модели (2.4.3.1), с учётом соотношений (2.2.9.4) скорость биотической трансформации физико-химических форм элементов (V_{bt}) при парентеральном пути минерального питания может быть определена по формуле:

$$\mathbf{V}_{bt} = \mathbf{d}_{m} \cdot \mathbf{m}_{y_{\mathcal{I}}} \cdot \mathbf{V}_{max} \cdot \mathbf{C}_{\scriptscriptstyle B} / (\mathbf{K}_{m} + \mathbf{C}_{\scriptscriptstyle B}), \qquad (3.5.3.18)$$

где С_в — концентрация химического элемента (или радионуклида) в воде;

К_т — константа Михаэлиса — Ментен;

V_{max} — максимальная скорость поглощения элемента гидробионтом;

m_{уд} — удельная биомасса организмов в морской среде;

d_m — коэффициент биогенной трансформации физико-химической формы элемента.

При алиментарном пути минерального питания интенсивность биотической трансформации физико-химических форм элементов (ΔC_{6r}) рассчитывается по формуле:

$$\Delta C_{\delta T} = d_{\rm m} \cdot m_{\rm yg} \cdot K_{\rm m} \cdot C_{\rm B} \cdot p / (Rq_{\rm m} + p). \qquad (3.5.3.19)$$

Из уравнений (3.5.3.18) и (3.5.3.19) следует, что интенсивность трансформации физико-химических форм зависит от соотношения K_m и C_в. При K_m >> C_в величина ΔC_{бт} возрастает пропорционально C_в. При K_m << C_в наступает предел скорости биотической трансформации:

$$\Delta C_{\text{6t}} (\text{max}) = d_{\text{m}} \cdot m_{\text{yg}} \cdot V_{\text{max}}. \qquad (3.5.3.20)$$

<u>Биоседиментационное самоочищение вод.</u> Из равенств обобщённой модели (2.4.3.1) применительно к одному обобщённому обменному фонду в гидробионтах и к стационарным условиям следует: если в поглощении загрязнителя превалирует непищевой путь, то поток седиментационной элиминации химических веществ или радионуклидов (ΔC_{6c} , V_{sed}) из фотического слоя может быть рассчитан по формуле:

$$V_{sed} = d_{sed} \cdot P \cdot C_{\scriptscriptstyle B} \cdot K_{gb} = d_{sed} \cdot C_{\scriptscriptstyle B} \cdot P \cdot V_{max} / (r \cdot (K_m + C_{\scriptscriptstyle B})), \qquad (3.5.3.21)$$

где С_в и К_{gb} — концентрация в воде и коэффициент накопления элемента (или радионуклида) морскими организмами;

d_{sed} — часть от первичной продукции (Р) экосистемы, седиментационно
 элиминируемая из территориальных пределов рассматриваемой экосистемы или
 депонируемая в грунтах;

r — показатель осреднённой скорости обмена элемента (радионуклида) гидробионтом.

При превалировании пищевого пути минерального питания гидробионтов скорость седиментации из фотического слоя может быть оценена из соотношения:

$$\Delta C_{\rm fc} = \frac{d_{\rm c}RK_{\rm n}C_{\rm B}P}{(K_{\rm m}+C_{\rm B})p}.$$
(3.5.3.22)

где d_c — часть элиминируемой из акватории первичной продукции;

q_п — часть усвоенного рациона;

К_п — коэффициент пищевого поглощения радиоактивного или химического субстрата.

Из выражения (3.5.3.21) следует, что при C_в >> K_m скорость седиментационного самоочищения фотического слоя достигнет предельного значения:

$$V_{sed} (max) = d_{sed} \cdot P \cdot V_{max} / r. \qquad (3.5.3.23)$$

Если седиментационный поток депонируется в грунтах, то коэффициент накопления K_{sed} химических веществ или радионуклидов донными отложениями вычисляется по формуле:

$$K_{sed} = \frac{C_{sed}}{C_{B}} = \frac{C_{max}}{C_{B} + 1/k_{L}}$$
 (3.5.3.24)

где C_{sed} — концентрация элемента в донных осадках;

Стах — максимальная концентрация элемента в донных осадках;

k_L — константа уравнения Ленгмюра.

Толщина слоя депонирования радионуклидов в донных осадках (h) может быть оценена из соотношения:

$$h = 5 \cdot T_{05} \cdot b \cdot V_{d}. \tag{3.5.3.25}$$

где V_d — скорость осадконакопления;

b — коэффициент, учитывающий уплотнение донных осадков;

Т₀₅ — период полураспада радиоизотопа.

Поток депонирования загрязнителей в донные отложения:

$$\Pi_{\text{defi}} = V_{d}C_{\text{sed}} = V_{d}K_{\text{sed}}C_{\text{B}} = \frac{V_{d}C_{\text{max}}C_{\text{B}}}{C_{\text{B}} + l/k_{\text{L}}}.$$
(3.5.3.26)

Предельный поток поступления загрязнителей в донные осадки (при C_в >> 1/k_L):

$$\Pi_{\text{max}} = \mathbf{V}_{\text{d}} \cdot \mathbf{C}_{\text{max}}.$$
 (3.5.3.27)

Радиоёмкость донных отложений определяется потоками поступления радиоизотопов в толщу донных осадков и их радиоактивным распадом (Q). При равенстве этих потоков стационарный уровень содержания радионуклида в донных осадках вычисляется по формуле:

$$Q = \int_{0-}^{h} C_{sed}(h) dh, \qquad (3.5.3.28)$$

где C_{sed}(h) — функция распределения концентрации радионуклида в толще донных отложений.

параметры, (3.5.3.1 - 3.5.3.28)В соотношения входят отражающие метаболические характеристики гидробионтов, концентрирующую и сорбционную функции живого и косного вещества в отношении химических веществ различной природы, в том числе загрязнителей морской среды, продукционную и седиментационную способность экосистем, а также депонирующую способность донных отложений. Все эти критерии отражают влияние биогеохимических процессов на оборот химических веществ и их изотопных носителей в гидробионтах и водной среде, а также характеристики её самоочищения, поэтому могут быть названы биогеохимическими. Эти критерии, как правило, имеют размерности потоков, а значит, могут использоваться для целей экологического нормирования. Формулы (3.5.3.1–3.3.5.28) показывают, что концентрация загрязняющих веществ в водной среде, морских организмах и донных отложениях зависит от стационарных уровней систем загрязнение — самоочищение акваторий. При лимитировании предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в компонентах морских экосистем соотношения (3.5.3.1–3.3.5.28) за счёт подстановки в них значений $C_{\rm B} = C_{\rm w}(\Pi Д K)$, $C_{\rm gb} = C_{\rm gb}(\Pi Д K)$ и $C_{\rm sed} = C_{\rm sed}(\Pi Д K)$ позволяют оценить предельные потоки загрязнения акваторий по биогеохимическим критериям, то есть и те потоки загрязняющих веществ, которые могут ассимилироваться акваториями без ущерба для их биологических и других водных ресурсов.

Раздел 3.6. Экологическое нормирование загрязнения акваторий Раздел 3.6.1. Севастопольская бухта

Севастопольская бухта относится к акваториям повышенного экологического риска, который обусловлен ограничением её водообмена с внешним рейдом в результате строительства защитных молов, а также интенсивной техногенной деятельностью на побережье, сбросами сточных вод (Овсяный и др., 2001) и поступлением загрязняющих веществ со стоком реки Чёрной (Овсяный и др., 2007). Необходимость контроля экологического состояния бухты требует реализации принципа устойчивого развития, базирующегося на регулировании равновесия между использованием и воспроизводством качества её водных ресурсов.

Целью исследования было разработать критерии нормирования антропогенного воздействия на акваторию Севастопольской бухты по потокам депонирования в толщу донных отложений постчернобыльских (⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu) и природного (²¹⁰Po) радионуклидов, а также ртути и хлорированных углеводородов в современных условиях реализации природных биогеохимических циклов кондиционирования качества её вод. Работы проводились в акватории Севастопольской бухты и, в сравнительном плане, на внешнем рейде Севастополя. Представленное на рис. 3.6.1.1 районирование акватории бухты по гидродинамическим, гидрохимическим И морфологическим характеристикам выполнено в соответствии с критериями, описанными в работах (Иванов и др., 2006; Стокозов, 2010). Для измерения ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu, ²¹⁰Po, Hg и хлорорганических соединений использовались общепринятые

методики (Методические рекомендации по..., 1980; Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008; Унифицированные методы мониторинга..., 1986).



Рис. 3.6.1.1 Батиметрическая карта Севастопольской бухты (Стокозов, 2010) (1–5 — номера боксов; • — места выходов сточных вод)

Для датировки донных осадков в них идентифицировались пики ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr от максимальных выпалений бомбовых И постчернобыльских радионуклидов соответственно в 1962 и 1986 гг. Скорость осадконакопления определялась по расстоянию между этими пиками и поверхностным слоем в колонках грунтов с поправкой на плотность донных осадков (Гулин и др., 2008; Жерко и др., 2001; Мирзоева и др., 2013). Рассмотренные радиоактивные и химические вещества являются консервативными загрязнителями морской среды. При оценке качества вод по гигиеническим и биогеохимическим критериям основные механизмы самоочищения морской среды от консервативных загрязнений связаны со снижением их концентраций в воде за счёт миграции по акваториям и с седиментационной элиминацией в состав донных отложений.

Известно, что влияние гидродинамических процессов определяется переносом растворённых консервативных загрязняющих веществ под воздействием течений, адвекции, диффузии, а также приливных и сейшевых явлений с результирующим эффектом снижения градиентов в полях распределения их концентраций в воде по акваториям и глубине. Гидродинамическая миграция загрязнителей, которые содержатся в составе частиц с плотностью, отличающейся от плотности воды, сводится к возникновению зон их сгущения или разрежения под воздействием разномасштабных вихрей. Основной вклад этих процессов в кондиционирование морской среды

определяется доставкой растворённых и взвешенных загрязняющих веществ в водные массы с различными масштабами времени их водообмена. Перенос контаминантов из акваторий с повышенной антропогенной нагрузкой в открытую часть моря или в глубинные воды равносилен их депонированию в водных геологических депо, масштабы времени локализации загрязнений в которых могут составлять 10¹–10² лет (Радиоэкологический отклик Чёрного моря..., 2008). Для консервативных в химическом смысле радиоактивных загрязнений водные массы могут также рассматриваться как депо, пул которого ежегодно уменьшается на величину радиоактивного распада радионуклидов.

Подробное изучение влияния гидродинамических процессов синоптического масштаба на перераспределение загрязняющих веществ в акватории Севастопольской бухты (Иванов и др., 2006) показало, что из-за орографии берегов преобладающие над ней ветры трансформируются в основном в северо-восточные (36%) и южные (20%). Северо-восточные ветры создают широтный перенос, приводят к самоочищению Северной бухты (боксы 1, 3, 4 и 5 на рис. 3.6.1.1) и запирают Южную бухту (бокс 2), а южные — способствуют её самоочищению.

Результаты расчётов горизонтального водообмена при ветрах широтных направлений, которые базировались на морфометрических характеристиках бухты (Стокозов, 2010) и на указанных в работе (Иванов и др., 2006) скоростях течений восточных направлений, показаны в табл. 3.6.1.1.

	Морфол	метрические	Скорость	Оценка		
Uavan		(Стоко	течения	периода		
бокао	Длина	Средняя	Площадь	Ofrav	с востока	горизонталь-
OOKCa	по широте,	глубина,	поверхности,	006см,	на запад,	ного обмена
	М	М	M ²		$\mathbf{CM} \cdot \mathbf{C}^{-1}$	вод, час
1	2600	12.0	2 831 750	33 825 650	40–60	1.2–1.8
2	2500	12.8	806 900	10 235 990	_**	-
3	2100	13.1	1 748 870	22 802 850	10–15	3.9–5.8
4	2200	8.7	1 487 970	12 935 640	8–10	6.1–7.6
5	600	4.7	322 130	1 512 410	4–6	2.8–4.2
Для	7500*	10.3	7 107 620	81 312 540		14.0–19.4
бухты	7500.	10.5	/ 19/ 020	01 512 540	_	$\leq 1 \text{ сут}$

Таблица 3.6.1.1. Период широтного обмена вод Севастопольской бухты за счёт дрейфовых течений (Егоров и др., 2018в)

* — без учёта бокса № 2;

** — не рассчитывали

Из представленных в табл. 3.6.1.1 данных видно, что без учёта профилей изменения скорости течений по глубине широтный обмен вод Севастопольской бухты за счёт дрейфовых течений происходит на суточном масштабе времени. Кроме мелкомасштабных по времени процессов, на обмен вод Севастопольской бухты влияют и все источники формирования её водного баланса. Элементы водного баланса бухты за счёт источников и стоков представлены в табл. 3.6.1.2.

Таблица 3.6.1.2. Элементы водного баланса Севастопольской бухты (Егоров и др., 2018в)

Источники поступления вод (+)	млн м ³ ∙год ⁻¹	Ссылка
1. Среднегодовой сток реки Чёрной	56.8	(Иванов и др., 2006)
2. Канализационные выпуски	4.56*	
3. Склоновый сток	1.50*	
4. Осадки	2.04	(Зайцев, 2006)
Суммарно (+)	64.90	
Стоки (-)	млн м ³ ∙год ⁻¹	Ссылка
1. Испарения	5.69**	(Зайцев, 2006)
2. Гидрологический вынос (оценка)	56.65	
Суммарно (-)	62.34	
Период водообмена бухты	1 ота	
за счёт внешних источников и стоков	1. 0да	

* — по данным Государственной инспекции охраны Чёрного и Азовского морей;

** — пересчитаны на основании оценок для всего Чёрного моря

При расчётах было принято допущение (табл. 3.6.1.2), что вынос вод из бухты равен невязке между источниками и стоками. Из представленных в этой таблице данных видно, что при среднегодовом осреднении период замещения вод Севастопольской бухты составляет 1.3 года. Рассмотренные в табл. 3.6.1.1 и 3.6.1.2 материалы в целом показали, что ветровой обмен вод в Севастопольской бухте может происходить на суточном, а замещение вод — на годовом масштабе времени.

Степень влияния гидродинамических процессов на перенос загрязняющих веществ оценивалась нами на примере изучения полей распределения суммы концентрации таких консервативных загрязнителей, как п,п'-ДДТ и его метаболиты п,п'-ДДД и п,п'-ДДЭ (далее — ΣДДТ), в воде и в толще донных отложений Севастопольской бухты. Результаты этих определений представлены на рис. 3.6.1.2.



Рис. 3.6.1.2. Распределение ΣДДТ (а) и ΣПХБ₅ (б) (нг·г⁻¹ сухой массы) в поверхностном слое донных осадков Севастопольской бухты в 2006–2011 гг. • — место отбора проб. Средняя концентрация ΣДДТ — (64 ± 10) нг·г⁻¹; ΣПХБ₅ — (402 ± 45) нг·г⁻¹ (Егоров и др., 2018в)

На рис. 3.6.1.2а видно, что в весенний сезон концентрация ΣДДТ в воде снижалась от устьевой зоны реки Чёрная до выхода из бухты. Результаты этих наблюдений свидетельствовали, что главным источником загрязнения вод ΣДДТ был сток реки Чёрная. Расчёты показали, что в 2008 г. общее содержание ΣДДТ в воде Севастопольской бухты составило 277.6 г, а ΣПХБ6 — 355.2 г. Из оценок циркуляции вод (табл. 3.1.6.1 и 3.1.6.2) следует, что такое количество хлорорганических соединений могло бы выноситься из бухты в сторону внешнего рейда за счёт положительной составляющей водного баланса на годовом, а при ветрах широтных направлений на суточном масштабе времени. В то же время рассмотрение представленных на рис. 3.6.1.26 материалов показало, что основное количество ΣДДТ в Севастопольской бухте депонировалось в поверхностном слое донных отложений в той части её акватории, в которую сбрасывались сточные воды (рис. 3.6.1.1). Эти данные позволяют заключить, что воздействие гидродинамических процессов не приводило к выравниванию концентраций ΣДДТ по всей акватории бухты.

Поля распределения ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu, ²¹⁰Po и Hg в поверхностном слое донных отложений Севастопольской бухты представлены на рис. 3.6.1.3. На нём видно, что максимальные концентрации загрязняющих веществ в донных отложениях в значительной степени были приурочены к местам сброса сточных вод (боксы 1, 2, 3 и 4 на рис. 3.6.1.1), что указывает на превалирующую роль влияния седиментационных процессов на самоочищение вод в этих районах.

Результаты определения скорости осадконакопления (v_{сед}) в Севастопольской бухте с использованием радиотрассерных технологий (Гулин и др., 2008; Жерко и др., 2001; Мирзоева и др., 2013) показаны в табл. 3.6.1.3.

Таблица 3.6.1.3. Скорость осадконакопления в различных акваториях Севастопольской бухты (Егоров и др., 2018в)

Район бухты	Координаты	Глибина м	II Ø	SR,	MAR,
	с. ш.; в. д.	т луоина, м	п, %	мм·год $^{-1}$	Γ ·м ⁻² ·год ⁻¹
Инкерман	44.6127; 33.5980	4	66.1	9.3	7094
Голландия	44.6225; 33.5605	15	71.8	3.3	1727
Павловский мыс	44.6182; 33.5335	15	60.1	2.4	607
Константиновский равелин	44.6248; 33.5150	13	57.1	4.6	3253
Внешний рейд Севастополя	44.6242; 33.4901	22	50.2	2.3	664

Н — относительная влажность верхнего слоя донных отложений;

SR — скорость седиментации;

MAR — скорость осадконакопления

Результаты этих оценок показали, что скорость осадконакопления в различных акваториях бухты изменялась в пределах от 2.3 мм·год⁻¹, или 664 г·м^{-2.}год⁻¹, до 9.3 мм·год⁻¹, или 7094 г·м^{-2.}год⁻¹. Следует отметить, что профили вертикального распределения ¹³⁷Cs в Южной бухте методически не могли использоваться для геохронологических целей, так как структура залегания грунтов по всей площади её дна нарушена якорными постановками. Именно поэтому оценка осадконакопления в Южной бухте выполнена по результатам осреднения данных по боксам 1, 3 и 4 Севастопольской бухты. С учётом этого обстоятельства осадконакопление во всей акватории бухты оценено в 12 850.9 т·год⁻¹.

Удельные потоки депонирования радионуклидов и химических загрязняющих веществ в толщу донных отложений в различных акваториях Севастопольской бухты были рассчитаны по материалам представленных на рис. 3.6.1.2 и 3.6.1.3 наблюдений и по осреднённым оценкам скорости осадконакопления. Распределение удельных потоков по боксам показано на рис. 3.6.1.4.



Рис. 3.6.1.3. Распределение в поверхностном слое (0–5 см) донных отложений Севастопольской бухты: а) ⁹⁰Sr (Бк·кг⁻¹ сухой массы) в 2008–2010 гг.; б) ¹³⁷Cs (Бк·кг⁻¹ сухой массы) в 2008–2009 гг.; в) ^{239,240}Pu (мБк·кг⁻¹ сухой массы) в 2009–2011 гг.; г) ²¹⁰Po (Бк·кг⁻¹ сухой массы) в 2003 г.; д) общей ртути (нг·г⁻¹ сырой массы) в 2001 г. (Егоров и др., 2018в)



Рис. 3.6.1.4. Удельные потоки депонирования ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ²¹⁰Po, ^{239,240}Pu (Бк·м⁻²·год⁻¹), Нд, ΣПХБ₆ и ΣДДТ (мкг·м⁻²·год⁻¹) (Егоров и др., 2018в)

На рис. 3.6.1.4 видно, что наибольшие удельные потоки депонирования загрязняющих веществ относились к боксу 2, то есть к акватории самой загрязнённой Южной бухты. Другим ведущим фактором самоочищения вод являлся наиболее интенсивный твёрдый сток в приустьевой зоне (бокс 5) реки Чёрной.

Балансовые расчёты самоочищения вод Севастопольской бухты от загрязнений сведены в табл. 3.6.1.4. Эти расчёты являются оценками седиментационного депонирования ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu, ²¹⁰Po, Hg, ΣΠХБ₆ и ΣДДТ в толще донных отложений на современном уровне загрязнения вод в результате протекания биогеохимических процессов и функционирования экосистемы бухты. Выражая характеристики самоочищения через размерности потоков, очевидно, можно использовать их как количественные критерии нормирования предельно допустимого поступления в акватории загрязняющих веществ.

Таблица 3.6.1.4. Потоки седиментационного депонирования загрязняющих веществ в донных отложениях Севастопольской бухты

(Егоров и др., 2018в)

		-	_							1
DT	Пдо,	Кот.ты	0.120	0.117	0.245	0.234	0.048	$\sum P =$	0.764	
Σι	C_{sed}^* , mkt·kr ⁻¹	сухой массы	22	90	120	91	21	$C_{cp} =$	69	
XB6	$\Pi_{\mathrm{Ao}},$	КТ•ГОД ⁻¹	0.453	1.095	1.480	0.952	0.270	$\sum P =$	4.25	
ΣIII	C _{sed} *, MKT·KT ⁻¹	сухой массы	83	844	725	360	118	C _{cp} =	426	•
50	Пдо,	кт•год ⁻¹	2.694	2.070	1.708	2.436	1.645	$\sum P =$	10.553	
Η	C _{sed} *, MKT·KT ⁻¹	сырой массы	493	1546	837	948	720	$C_{cp} =$	606	
Po	П _{до} , МБк:	год ⁻¹	166.73	52.27	102.55	63.51	47.30	$\sum P =$	432.36	
210	$\mathrm{C}_{\mathrm{sed}}^{*},$ $\mathrm{Bk}\cdot\mathrm{kr}^{-1}$	сухой массы	30.5	40.3	50.2	24.7	20.7	$C_{cp} =$	33.1	•
nd _{ot}	$\Pi_{ m Ao},$ MFr.	год ⁻¹	4.1	0.71	0.92	0.82	0.64	$\sum P =$	7.19	
239,2,	C_{sed}^* , $Bk \cdot kr^{-1}$	сухой массы	0.75	0.55	0.45	0.32	0.28	$C_{cp} =$	0.47	x;
Cs	$\Pi_{ m Ao},$ MF $_{ m kr}.$	год ⁻¹	368.89	128.01	153.07	365.97	215.02	$\sum P =$	1230.96	тложения
137	C _{sed} *, Bĸ·ĸr ⁻¹	сухой массы	67.5	98.7	75.0	142.4	94.1	C _{cp} =	95.5	в донных (
Sr	П _{до} , МБк.	год ⁻¹	8.20	8.04	2.86	3.60	2.97	$\sum P =$	25.67	центрация
3 06	$C_{sed}^{*},$ $B_{K} \cdot Kr^{-1}$	сухой массы	1.5	6.2	1.4	1.4	1.3	$C_{cp} =$	2.4	цная конц
	N₀ бокса		1	2	3	4	5	Вся	бухта	* — cpe,

** — поток загрязняющих веществ в толщу донных отложений

Раздел 3.6.2. Азовское море

В настоящем разделе проанализированы данные по содержанию Pb, Zn, Cu, Cd и Hg в воде и в поверхностном слое донных осадков, а также по скорости седиментационных процессов в Таганрогском заливе, центральной части Азовского моря и Керченском проливе (Матишов и др., 2017). Сделаны оценки предельно допустимых потоков их поступления в акваторию моря и определены масштабы времени протекания процессов седиментационного самоочищения вод.

Азовское море — водный бассейн Юга России со значимыми для экономики страны минеральными и биологическими ресурсами, а также транспортной коммуникацией. Оно обладает статусом рыбохозяйственного водоёма и имеет высокий рекреационный потенциал, а значит, представляет большой интерес как объект исследования и мониторинга окружающей среды.

В работе использованы данные, предоставленные ФГУ «Азовморинформцентр», по концентрации Pb, Zn, Cu, Cd и Hg в воде и донных отложениях в 2010–2014 гг. Образцы для анализа отбирались пробоотборной системой ПЭ-1220 согласно ГОСТ Р 51592-2000 в поверхностном слое в 32 точках (рис. 3.6.2.1).



Рис. 3.6.2.1 Боксы и схема отбора проб воды и донных отложений в 2010–2014 гг. (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)

Пробы воды отбирались ежегодно весной, летом и осенью. Химический анализ проб воды на содержание свинца производился в соответствии с методикой ПНД Ф 14.1:2:4.140-98, нижний предел чувствительности — 0.0002; кадмия — ПНД Ф 14.1:2:4.140-98, нижний предел чувствительности — 0.00001; меди — ПНД Ф 14.1:2:4.140-98, нижний предел чувствительности — 0.0001; цинка — М-МВИ-539-03, нижний предел чувствительности — 0.001. Все указанные тяжёлые металлы были измерены прибором ААС КВАНТ-Z-ЭТА.

Образцы донных отложений для анализа Pb, Zn, Cu, Cd и Hg отбирались лночерпателем ЛЧ-0.034 согласно ГОСТ 17.1.5.01-80 в поверхностном слое (рис. 3.6.2.1). Пробы донных отложений отбирались ежегодно, в основном в летний период. Химический анализ проб донных осадков на содержание свинца, кадмия, меди и цинка производился в соответствии с методикой М-МВИ-80-2008, нижний предел чувствительности свинца, меди и цинка составил 0.0005 мг г⁻¹; кадмия — 0.00005 мг·г⁻¹. Все указанные тяжёлые металлы измерены прибором ААС КВАНТ-Z-ЭTА. Определение ртути в донных отложениях проводилось по методике ПНД Ф 16.1:2.23-2000 анализатором ртути РА-915+, нижний предел чувствительности 5·10⁻⁶ мг·г⁻¹. Также для установления межгодовых трендов использованы литературные данные по содержанию тяжёлых металлов в воде и донных отложениях Азовского моря в 1986-2009 гг. (Израэль, Цыбань, 2009; Матишов и др., 2006).

В Азовском море были выделены три бокса [Таганрогский залив, открытая акватория Азовского моря (собственно море) и Керченский пролив с предпроливьем (рис. 3.6.2.1)], отличающихся по своим морфометрическим и гидрологическим особенностям. Параметры боксов представлены в табл. 3.6.2.1.

Таблица 3.6.2.1. Параметры боксов (ГОСТ Р 51592-2000, 2008; ПНД Ф 14.1:2:4.140-98, 2013) (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)

Бокс	Площадь, км²	Объём, км ³	Средняя глубина, м	Средняя скорость осадконакопления, г·м ⁻² ·год ⁻¹
I — Таганрогский залив	5600	25	4.9	700
II — собственно море	33 400	231	7	300
III — Керченский пролив	675	12	18	500

Сорбция тяжёлых металлов донными отложениями зависит от особенностей их состава. В Азовском море осадки распределяются следующим образом (рис. 3.6.2.2). Господствующее положение занимают глинисто-илистые осадки (фракция 0.01 мм составляет более 70 %). Они распространены в основном на аккумулятивной равнине Панова. Кроме центральной и южной частей шельфа, серые и тёмно-серые илы локально накапливаются во впадинах лиманов и заливов, в вытянутых ложбинах между банками. Характерный узкий ареал илов выстилает дно осевой ложбины Таганрогского залива на глубине 5-10 м. Все илистые осадки являются высокоорганичными. Для седиментогенеза Азовского моря характерен смешанный тип донных отложений. Их отличительная черта — смесь в близких пропорциях (от 25 до 40 %) фракции ила, алеврита и песка, включая детрит. Ареалы смешанных осадков тяготеют к прибрежному шельфу, к подножию всех значимых банок открытого моря, а также к центру понижения дна в крупных заливах. Зона песков (фракция 1.0-0.1 мм — более 50 %) простирается на Азовском шельфе узким шлейфом в прибрежье на глубине до 2-6 м, а также на подводном береговом склоне кос. Песчано-ракушечные отложения слагают подводные банки на глубине 1-9 м, а также узкие пологие песчаные валы и гряды. Во многих местах банок отложения представляют собой ракушечник с песчаноалевритовым заполнителем (М-МВИ-539-03. Методика выполнения..., 2003).

В настоящее время предельно допустимое загрязнение морских вод регулируется по санитарно-гигиеническим критериям (ГОСТ 17.1.5.01-80. Охрана природы..., 2002).

Предельно допустимые концентрации тяжёлых металлов в донных отложениях в России на федеральном уровне не утверждены. В зарубежной практике примером нормирования качества осадков служат «голландские листы» (М-МВИ-80-2008. Методика выполнения..., 2008). В России их используют, например, в ежегодниках «Качество морских вод по геохимическим показателям».

Допустимые уровни концентрации для рассмотренных нами тяжёлых металлов в морской воде по санитарно-гигиеническим нормам и в донных осадках по «голландским листам» представлены в табл. 3.6.2.2.



Рис.3.6.2.2 Карта донных осадков Азовского моря, (Кленкин и др., 2007): 1— песок средне- и мелкозернистый с ракушей (фракция 1–0.1 мм — > 70 %); 2 — песок алевритово-илистый (фракция 1–0.1 мм — 50–70 %); 3 — смешанный тип осадка (алевритово-илисто-песчаный); 4 — алеврит (фракция 0.1–0.01 мм — > 70 %); 5 — илистый алеврит (фракция 0.1–0.01 мм — 50–70 %); 6 — илы с примесью (фракция менее 0.01 — > 50–70 %); 7 — глинистый ил (фракция менее 0.01 — > 70 %); 8 — глинистый ил (фракция менее 0.01 — > 85 %); 9 — ракуша и ракушечный детрит; 10 — сероводородное заражение; 11 — грязевые вулканы; 12 — бенч; 13 — галька, гравий (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)

Таблица 3.6.2.2. Допустимые концентрации тяжёлых металлов в воде и в донных осадках (цит. по: Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)

Vanautenuatura	Металл					
ларактеристика		Zn	Cu	Cd	Hg	
Класс опасности	3	3	3	2	1	
Предельно допустимая концентрация в морской воде (ПДК _в), мкг·л ⁻¹	10.0	50.0	5.0	10.0	0.1	
Предельно допустимая концентрация в донных осадках по «голландским листам» (ПДК _{до}), мкг·г ⁻¹ сухой массы	85.0	140.0	35.0	0.8	0.3	

Анализ сводных материалов по содержанию тяжёлых металлов в воде и в донных отложениях показал следующее. На рис. 3.6.2.3а представлены результаты многолетних наблюдений за изменением осреднённых концентраций свинца в воде Таганрогского залива (●), в открытой части Азовского моря (○) и (в период 2010-2014 гг.) в Керченском проливе (+). На рисунке видно, что с 1991 по 2006-2007 гг. содержание свинца в воде этих регионов было на порядок величин меньше, чем ПДК_в. С 2007 г. отмечена тенденция увеличения загрязнения вод открытой части Азовского моря свинцом; в 2012-2013 гг. концентрация свинца в воде Таганрогского залива была близкой к ПДК_в. В этот же период загрязнение воды свинцом в Керченском проливе превышало ПДК_в или было близким к нему. Представленные на рис. 3.6.2.36 результаты определений в 1991-2014 гг. концентрации свинца в поверхностном слое донных отложений показали, что их загрязнение свинцом за все годы не превышало допустимых уровней ПДК_{до}. При этом низким значениям концентрации свинца в воде соответствовали более высокие уровни его содержания в поверхностном слое донных осадков. В 1991–2010 гг. (рис. 3.6.2.36) отмечалось практически синхронное изменение концентрации свинца в осадках Таганрогского залива и открытой части Азовского моря, а в 2011–2014 гг. его содержание было более высоким в донных отложениях открытой части Азовского моря.

Представленные в публикациях наблюдения (ПНД Ф 16.1:2.23-2000. Определение содержания ртути..., 2005) показали, что содержание тяжёлых металлов в донных отложениях определяется интенсивностью седиментационных процессов и концентрационными характеристиками взвесей в отношении тяжёлых металлов. Учитывая это обстоятельство, мы использовали следующую формулу для оценки потоков (П) ежегодного депонирования тяжёлых металлов в донные осадки:

$$\Pi = C_{\text{go}} \cdot \mathbf{S} \cdot \mathbf{v}_{\text{sed}}, \tag{3.6.2.1}$$

где С_{до} — концентрация металла в поверхностном слое донных отложений (мкг·г⁻¹);

S — площадь рассматриваемой акватории (км²);

 v_{sed} — удельная скорость осадконакопления (г·м⁻²·год⁻¹).

Результаты расчётов по формуле (3.6.2.1) потоков поступления свинца в донные осадки Таганрогского залива, собственно моря и Керченского пролива представлены на рис. 3.6.2.3в. Элиминация свинца из вод открытой части Азовского моря находилась в пределах 450–2200 т.rog⁻¹; его депонирование в донных осадках Таганрогского залива составляло 20–90 т.rog⁻¹; в донные отложения Керченского пролива поступало менее 2 т.rog⁻¹.



Рис. 3.6.2.3 Геохимические характеристики распределения свинца в открытой части Азовского моря (•), Таганрогского залива (\circ) и Керченского пролива (+): а) концентрация свинца в воде (мкг·л⁻¹); б) концентрация свинца в поверхностном слое донных отложений (мкг·г⁻¹ сухой массы); в) поток депонирования свинца в толще донных осадков (т·год⁻¹); г) период седиментационного оборота свинца в воде (лет); д) изменение коэффициента накопления свинца донными отложениями в зависимости от его концентрации в воде (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)

Из литературных данных (Буфетова, 2015) известно, что в штормовых условиях наблюдается некоторая ремобилизация загрязняющих веществ в водную толщу за счёт взмучивания донных осадков. Тем не менее исследования их содержания в колонках донных отложений показали, что основная часть загрязняющих веществ достаточно прочно депонируется в грунтах (ПНД Ф 16.1:2.23-2000. Определение содержания ртути..., 2005), поэтому оценки потоков депонирования загрязняющих веществ

в донных отложениях могут с достаточной степенью адекватности характеризовать седиментационное самоочищение вод. Период оборота тяжёлых металлов в водной среде (T, лет) был рассчитан по формуле:

$$\mathbf{T} = \mathbf{C}_{\mathsf{B}} \cdot \mathbf{S} \cdot \mathbf{h}_{\mathsf{cp}} / \Pi \qquad \text{или} \quad \mathbf{T} = \mathbf{C}_{\mathsf{B}} \cdot \mathbf{V} / \Pi, \qquad (3.6.2.2)$$

где S, V, h_{ср} и C_в — соответственно площадь (км²), объём (км³), средняя глубина (м) и концентрация тяжёлого металла (мкг·л⁻¹) в воде анализируемой акватории.

Результаты расчётов показали, что период седиментационного самоочищения Таганрогского залива от свинца составляет от сотых долей до одного года, открытой части Азовского моря — протекает на масштабе 0.1-5 лет, а Керченского пролива на масштабе свыше 10 лет (рис. 3.6.2.3г). На рис. 3.6.2.3г видно, что с увеличением концентрации свинца в морской воде периоды его оборота возрастали. Это свидетельствовало о том, что фактором, снижающим самоочищающую способность, является сорбционное насыщение свинцом донных осадков. Исследование тренда изменения коэффициента накопления свинца донными отложениями (К_н = C_{ло} / C_в) показало, что эта зависимость с высокой степенью статистической достоверности (коэффициент детерминации $R^2 = 0.965$) ложится на прямую линию на графике с логарифмическими масштабами по осям ординат (рис. 3.6.2.3д). Представленные на нём материалы повышенная свидетельствовали, что интенсивность седиментационного самоочищения вод при низких концентрациях свинца в воде обеспечивалась высокой (при $K_{\rm H} > n \times 10^4$ единиц) концентрирующей способностью донных отложений. С увеличением степени загрязнения вод свинцом до 10 мкг · л⁻¹ величина К_н снижалась более чем на два порядка; соответственно, вклад седиментационных процессов в самоочищение вод уменьшался.

Геохимические характеристики распределения цинка в Азовском море представлены на рис. 3.6.2.4. На нём видны тренды возрастания концентрации Zn в воде с пиком в 2010–2014 гг. (рис. 3.6.2.4а) и зависимости соответствующего убывания его содержания в донных осадках в этот период времени (рис. 3.6.2.4б). Концентрация цинка в воде превысила ПДК_в только в 2014 г., а в донных осадках она не достигала допустимых уровней на протяжении всего периода наблюдений. Результаты оценки по формуле (3.6.2.1) потоков депонирования цинка в донных осадках свидетельствовали (рис. 3.6.2.4в), что поток седиментационного самоочищения вод от этого тяжёлого металла в собственно море составлял 1800–9800 т·год⁻¹, в Таганрогском заливе — 110–435 т·год⁻¹, а в Керченском проливе — менее 2 т·год⁻¹.

На рис. 3.6.2.4г видно, что в открытой части моря период оборота ртути составлял 0.20–2.00 года, в Таганрогском заливе — 0.08–1.00 год; в Керченском проливе он превышал 10 лет. Представленные на рис. 3.6.4д графические материалы свидетельствовали, что зависимость изменения коэффициентов накопления цинка донными осадками при различных его концентрациях в воде с достаточной степенью адекватности ($R^2 = 0.824$) описывается уравнением прямой линии в логарифмическом масштабе по осям ординат.

Анализ геохимических характеристик распределения меди (рис. 3.6.2.5) показал, что в период 1991–1995 гг. её концентрация в воде собственно моря и Таганрогского залива снижалась (рис. 3.6.2.5а); затем в обоих боксах и в Керченском проливе наблюдался тренд увеличения загрязнения вод медью. Концентрация меди в воде Азовского моря в различные годы превышала ПДК_в. Распределение меди в поверхностных слоях донных отложений соответствовало обратной тенденции: чем выше были её концентрации в воде, тем меньшим было её содержание в донных отложениях (рис. 3.6.2.56). Это свидетельствовало о проявлении эффекта насыщения медью донных отложений по мере увеличения её содержания в воде. В то же время концентрация меди в период с 1995 по 2005 г. достигала критических пределов содержания этого металла в поверхностном слое донных отложений. Расчёты по формуле (3.6.2.1) показали, что поток депонирования меди в донные осадки в открытой части моря варьировал от 750 до 3800 т.год⁻¹, в Таганрогском заливе он 46–153 т·год⁻¹, а в Керченском проливе не превышал составлял 10 т·год⁻¹ (рис. 3.6.2.5в). Было оценено, что седиментационный оборот меди в открытой части Азовского моря и в Таганрогском заливе протекал на менее чем годовом масштабе времени, а в Керченском проливе период обмена был на два порядка величин выше (рис. 3.6.2.5г). Зависимость коэффициентов накопления меди донными осадками от её содержания в водной среде (рис. 3.6.2.5г) описывается, как и для свинца (рис. 3.6.2.3г) и цинка (рис. 3.6.2.4г), уравнением прямой линии в логарифмических масштабах по осям ординат, но с меньшей статистической достоверностью ($R^2 = 0.794$).



Рис. 3.6.2.4. Геохимические характеристики распределения цинка в открытой части Азовского моря (•), Таганрогского залива (\circ) и Керченского пролива (+): а) концентрация цинка в воде (мкг·л⁻¹); б) концентрация цинка в поверхностном слое донных отложений (мкг·г⁻¹ сухой массы); в) поток депонирования цинка в толще донных осадков (т·год⁻¹); г) период седиментационного оборота цинка в воде (лет); д) изменение коэффициента накопления цинка донными отложениями в зависимости от его концентрации в воде (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)


Рис. 3.6.2.5. Геохимические характеристики распределения меди в открытой части Азовского моря (•), Таганрогского залива (\circ) и Керченского пролива (+): а) концентрация меди в воде (мкг·л⁻¹); б) концентрация меди в поверхностном слое донных отложений (мкг·г⁻¹ сухой массы); в) поток депонирования меди в толще донных осадков (т·год⁻¹); г) период седиментационного оборота меди в воде (лет); д) изменение коэффициента накопления меди донными отложениями в зависимости от её концентрации в воде (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)

Рассмотрение материалов по распределению кадмия показало, что с 1993 по 2009 г. наблюдался тренд медленного снижения его концентрации в воде открытой части моря и в Таганрогском заливе с последующим пиком в 2010–2014 гг. (рис. 3.6.2.6а). В 2010–2014 гг. концентрация кадмия во всех рассматриваемых частях моря не превышала ПДК_в. Распределение кадмия в поверхностном слое донных осадков (рис. 3.6.2.66) до 2010 г. снижалось; после был отмечен пик его увеличения в открытой части моря и в Керченском проливе. Содержание кадмия в донных отложениях за весь период наблюдений не превышало допустимых концентраций. Седиментационное самоочищение вод открытой части Азовского моря лежало в пределах 9-60 т год⁻¹, Таганрогского залива — составляло от 0.5 до 2.4 т год⁻¹, а Керченского пролива — было близким к 100 кг·год⁻¹ (рис. 3.6.2.6в). Периоды оборота кадмия в акватории Азовского моря при различных его концентрациях в воде составляли от 0.5 до 30 лет (рис. 3.6.2.6г). Зависимость коэффициентов накопления кадмия от изменения его концентрации в воде описывалась уравнением прямой линии с логарифмическим масштабом по осям ординат (рис. 3.6.2.6д) при статистической обеспеченности данных с коэффициентом детерминации $R^2 = 0.805$.

Данные по распределению ртути в Азовском море были более вариабельны, чем материалы по другим изучаемым тяжёлым металлам. В 1991-2005 гг. её содержание в воде превышало ПДК_в. Пики максимального загрязнения ртутью вод собственно моря и Таганрогского залива отмечены в 1994 и 1998 гг. (рис. 3.6.2.7а). Концентрация ртути в поверхностном слое донных отложений была максимальной в 1991 и 1999 гг. (рис. 3.6.2.76). В 1999 г. концентрация ртути в донных осадках Таганрогского залива превышала допустимую концентрацию и составляла 0.3 мкг г⁻¹. Концентрация ртути в воде и донных осадках Керченского пролива за период наблюдений не превышала допустимых концентраций. Поток седиментационного самоочищения вод открытой части моря составлял 3-18 т год⁻¹, а Таганрогского залива — 0.12-1.18 т год⁻¹ (рис. 3.6.2.7в). Исследование показало, что в открытой части Азовского моря (рис. 3.6.2.7г) с увеличением концентрации ртути в воде периоды самоочищения вод от этого тяжёлого металла возрастали от 1 до 12 суток, что свидетельствовало о повышении степени насыщения донных отложений региона ртутью. В Таганрогском заливе (рис. 3.6.2.7г) была зарегистрирована тенденция снижения периода седиментационного оборота ртути в воде. По-видимому, это указывало на то, что донные осадки Таганрогского залива имели более высокую сорбционную ёмкость в отношении ртути. Зависимость коэффициентов накопления донных отложений

ртутью описывалась уравнением прямой линии на графике с логарифмическим масштабом по осям ординат (рис. 3.6.2.7д), однако эти данные были более вариабельны ($R^2 = 0.353$), что обусловливалось различием сорбционной ёмкости донных отложений в разных частях Азовского моря.



Рис. 3.6.2.6. Геохимические характеристики распределения кадмия в открытой части Азовского моря (•), Таганрогского залива (\circ) и Керченского пролива (+): а) концентрация кадмия в воде (мкг·л⁻¹); б) концентрация кадмия в поверхностном слое донных отложений (мкг·г⁻¹ сухой массы); в) поток депонирования кадмия в толще донных осадков (т·год⁻¹); г) период седиментационного оборота кадмия в воде (лет); д) изменение коэффициента накопления кадмия донными отложениями в зависимости от его концентрации в воде (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)



Рис. 3.6.2.7. Геохимические характеристики распределения ртути в открытой части Азовского моря (•), Таганрогского залива (\circ) и Керченского пролива (+): а) концентрация ртути в воде (мкг·л⁻¹); б) концентрация ртути в поверхностном слое донных отложений (мкг·г⁻¹ сухой массы); в) поток депонирования ртути в толще донных осадков (т·год⁻¹); г) период седиментационного оборота ртути в воде (лет); д) изменение коэффициента накопления ртути донными отложениями в зависимости от её концентрации в воде (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)

Рассмотрение представленных на рис. 3.6.3.1-3.6.3.7 данных в целом позволило выявить период стабильной по ряду тяжёлых металлов санитарно-гигиенической обстановки в открытой части Азовского моря и в Таганрогском заливе в последнее десятилетие XX в. и в первое десятилетие XXI в., а также тенденции повышения их концентраций в 2010–2014 гг. На этом фоне отмечены значительные флуктуации содержания ртути и тенденции увеличения концентрации меди в морской воде. Концентрации тяжёлых металлов в воде моря превышали ПДК_в, что указывало на неблагоприятную экологическую обстановку в регионе. Анализ скорости осадконакопления и содержания Pb, Zn, Cu, Cd и Hg в донных осадках показал, что седиментационные процессы протекают на сезонных и годовых масштабах времени, а потоки депонирования тяжёлых металлов в грунтах являются значимыми факторами седиментационного самоочищения вод. Именно поэтому оценки потоков депонирования тяжёлых металлов в донные отложения могут использоваться для целей экологического нормирования.

Практической задачей такого нормирования является, очевидно, установление закономерностей между концентрациями тяжёлых металлов в донных отложениях в зависимости от их концентрации в воде, а также в зависимости от интенсивности потоков седиментационного самоочищения вод. При её решении можно из условия стационарности системы тяжёлый металл в воде — тяжёлый металл в донных отложениях определять потоки депонирования загрязняющих веществ в донные осадки, при которых их концентрация в воде не превысит ПДК_в. Результаты вычисления предельно допустимых потоков тяжёлых металлов в разные части Азовского моря при условии соблюдения санитарно-гигиенических нормативов загрязнения вод приведены в табл. 3.6.2.3.

Металл	Параме уравне	етры ния	плк.	Расчётные	Предельно допустимые потоки, $t \cdot rod^{-1}$							
	Фрейдлиха		мкг∙л ⁻¹	значения К.,	I бокс	П бокс	Шбокс	сумма				
	А	В		i cn	1 0000	II OOKC	III OOKe	Cymmu				
Pb	15 000.0	-1.40	10.0	597	234	598	20.15	852.15				
Zn	998 900.0	-1.23	50.0	814	1595	4078	137.36	5807.76				
Cu	33 200.0	-1.29	5.0	4165	816	2086	70.28	2902.28				
Cd	245.8	-0.85	10.0	40	15.7	40.1	1.35	57.15				
Hg	71.1	-0.90	0.1	575	2.25	5.8	0.194	8.244				

Таблица 3.6.2.3. Оценки предельно допустимых потоков тяжёлых металлов в Азовское море (Матишов, Буфетова, Егоров, 2017)

Раздел 3.6.3. Критические зоны в Чёрном море

После 1970-х гг. в Чёрном море стали образовываться так называемые критические зоны (Зайцев, 1998; Зайцев, Поликарпов, 2002), в пределах которых концентрация загрязняющих веществ в компонентах черноморских экосистем превысила природные уровни или наблюдаемые в условно чистых районах. Приуроченность критических зон к акваториям, испытывающим существенный негативный пресс, свидетельствовала о том, что в этих районах соотношение между потоками поступления и элиминации загрязняющих веществ определило более высокий стационарный уровень их содержания в морской среде. В связи с этим задача оптимального использования рекреационных и промысловых ресурсов обусловила необходимость изучения биогеохимических механизмов возникновения И самоочищения критических зон Чёрного моря. В настоящем разделе рассмотрены биогеохимические механизмы кондиционирования радиоизотопного и химического состава вод в отношении ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu, ²¹⁰Po, Не и хлорорганических соединений (Егоров и др., 2013).

Перечень зарегистрированных критических зон в Чёрном море, ранжированных по факторам загрязнения среды и антропогенному воздействию, приведён в табл. 3.6.3.1. Локализация критических зон в Чёрном море представлена на рис. 3.6.3.1.

Акватория	Фактор						
Днепровско-Бугский	⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ^{239,240} Pu, ²¹⁰ Po, Hg, Aroclor 1254, ΣΠΧ ₅₇ *,						
лиман	ΣДДТ**						
Взморье Дуная	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, ^{239,240} Pu, ²¹⁰ Po, Hg, ΣПХБ ₇ , ΣДДТ						
Каркинитский залив	Нg, ^{239,240} Pu, ²¹⁰ Po, ΣДДТ						
Акватория мыса	90 ° +						
Тарханкут	51						
Прикерченский район	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, ²¹⁰ Po, ΣДДТ						
Акватория	Нg, ΣПХБ ₇ , ΣДДТ						
Феодосийского порта							
Акватория Карадага	²¹⁰ Po						
Балакнарская бухта	^{239,240} Ри, ΣПХБ ₇ , ΣДДТ, гиперэвтрофикация — по оценкам						
Балаклавская бухта	первичной продукции в весенне-летний период						

Таблица 3.6.3.1. Критические зоны в Чёрном море по факторам загрязнения и по антропогенному воздействию (Егоров, Гулин и др., 2017)

Акватории	
Севастопольской бухты:	
Инкерман	^{239,240} Pu, гиперэвтрофикация — по оценкам первичной продукции в летний период
Южная	^{239,240} Pu, ¹⁰ Po, ΣПХБ ₇ , ΣДДТ
Северная	Нg, ΣПХБ ₇ , ΣДДТ, гиперэвтрофикация — по оценкам первичной продукции в летний период
Голландия	^{239,240} Pu, Hg, ΣПХБ ₇ , ΣДДТ
Константиновский равелин	^{239,240} Pu, Hg
Стрелецкая	^{239,240} Pu, Hg, ΣПХБ ₇ , ΣДДТ
Круглая	гиперэвтрофикация — по оценкам первичной продукции в летне-осенний период
Ялта (глубоководный сброс)	Hg, ²¹⁰ Po

* — сумма семи конгенеров полихлорбифенилов (ПХБ): 28, 52, 101, 138, 153, 180, 209;
 ** — сумма п,п'-ДДТ и его метаболитов п,п'-ДДЭ и п,п'-ДДД

Сравнение собственных результатов исследований (рис. 3.6.3.1А) с литературными данными (рис. 3.6.3.1Б) показало, что критические зоны в основном приурочены к местам с развитой техногенной деятельностью на побережьях и шельфе, а также к акваториям с интенсивным судоходством и рекреационным использованием природных ресурсов.

Как известно. с биогеохимической точки зрения загрязняющие и эвтрофирующие вещества поступают в экосистемы шельфа с водосборного бассейна моря, из его пелагиали, из подстилающих глубинных слоёв, а также из атмосферы. Продуцируемое в пределах фотического слоя живое вещество, наряду с аллохтонными взвесями, поглощает радиоактивные и химические загрязнения из водной среды, испытывает негативное воздействие токсикантов и в итоге депонируется в толще донных отложений в результате седиментационных процессов. На определённых масштабах времени донные отложения для экосистемы кислородного слоя являются геологическим депо, а пелагиаль — водным. Представленное на рис. 3.6.3.1 распределение критических зон показало, что основное современное антропогенное загрязнение в Чёрном море принимают на себя прибрежные экосистемы кислородной зоны. Приуроченность критических зон непосредственно к источникам загрязнений (см. рис. 3.6.3.1) свидетельствовала, что интенсивность гидрологических процессов не обеспечивала выравнивания градиентов в полях распределения радиоактивных и химических загрязнений по всей акватории Чёрного моря. Именно поэтому к главному фактору формирования критических зон, очевидно, следует отнести соотношение между потоками поступления в них загрязняющих веществ и элиминации в геологические депо.



Рис. 3.6.3.1. Критические зоны в Чёрном море по радиоактивным и химическим загрязнениям (А) (Егоров, Гулин и др., 2017) и основные пути (Зайцев, 1992) поступления загрязняющих веществ (Б) с речными водами (1), склоновым (2) и канализационным (3) стоком, дампингом (4)

Использование данных по скорости осадконакопления и материалов по концентрированию загрязняющих веществ донными отложениями позволило оценить потоки седиментационного самоочищения вод. Результаты расчётов потоков в критических зонах и в условно чистых районах сведены в табл. 3.6.3.2.

Акватории критических зон в табл. 3.6.3.2 отмечены звёздочками. Построенные по этим данным профили изменения скорости седиментации в зависимости от глубин моря представлены на рис. 3.6.3.2. Они показали, что в районах Чёрного моря наблюдалась значительная вариабельность седиментационных процессов, на фоне которой проявлялась общая тенденция снижения их интенсивности по мере увеличения глубины моря.



Рис. 3.6.3.2. Интенсивность седиментации (а) и осадконакопления (б) на разных глубинах Чёрного моря (Егоров, Гулин и др., 2017)

Данные по депонированию загрязняющих веществ в толще донных отложений графически отражены на рис. 3.6.3.3. Они свидетельствуют о том, что потоки депонирования как радиоактивных, так и химических веществ в толщу донных отложений в критических зонах были во всех случаях выше, чем в условно чистых районах. Этот феномен объясняется тем, что при равенстве интенсивности седиментационных потоков содержание контаминантов в седиментах пропорционально их концентрации в водной среде.

	$(\mathbf{XB}_{7}, \mathbf{XB}_{7}, \mathbf{XM}_{2}^{2})$ $(\mathbf{XB}_{7}^{-1}, \mathbf{XB}_{7}^{-1})$ $(\mathbf{XB}_{7}, \mathbf{XB}_{7}^{-1})$ $(\mathbf{XB}_{7}, \mathbf{XB}_{7}^{-1})$			5.0* 94.0*			.4 1.7).0* 158.0*				3.0* 45.0*		4* 32*)1* 28*	16* 40*	.6* 92*
	Apo- Apo- Xuop ΣΠΣ Xuop MKC ² 1254, ×IC KIY×M ⁻² (TOL ⁻¹	0.6	12.0	195	26.0*		5			169				108		76	455* 10	70	54
	$\begin{matrix} \mathbf{\Sigma} \\ \mathbf{Hg}, \\ \mathbf{Mkr}^{\times M^{-2}} \\ \times \mathrm{rog}^{-1} \\ \mathbf{M} \end{matrix}$	1.2 3.6		511.0* 1310.0* 2184.0*	1					610^{*}	6774^{*}	1342^{*}		610.0^{*}					
	²¹⁰ Ро, Бк×м ⁻² ×год ⁻¹	6.2	18.4	480.0*	220.0*	146.3^{*}	86.9*		53.5	59.2	*9.96	68.2	84.4	64.4	14.4	38.1	29.3	20.7	
	^{239,240} Pu, Бк×м ⁻² ×год ⁻¹	0.018	0.050	0.811*	4.107*					0.482	1.211*	0.718*		0.910^{*}		1.496^{*}	0.322	0.850*	2.149*
	¹³⁷ Cs, Бк×м ⁻² ×год ⁻¹	3.9–8.4	2.8-11.0	800-1000*	370–550*	90-150								57.7	43	292	59.7	245.9	*686
	$^{90}\mathrm{Sr},$ $\mathrm{Ek} \times \mathrm{m}^{-2}$ $ imes \mathrm{tom}^{-1}$	0.02	8.1	47.5	297.6*	1.54	4.3	6.6	4.8	6.3	6.7	4.3	1.2	8.7	0.4	6.0	1.5 7.1		9.5
	Седи- мен- тация, мм×год ⁻¹ / г×м ² ×год ⁻¹	0.4 / 70	2.2 / 138	11.5 / 3994 11.5 / 3994	9.2 / 3670	5.3/3071	2245/4.3	1133 / 6.6	2512/4.8	2219 / 6.3	3519/6.7	2131/4.3	653 / 1.2	888 / 8.7	664 / 0.4	3253 / 6.0	607 / 1.5 607 / 7.1	1727	7094/9.5
	Глу- бина, м	1983 2041	607	23 15 21	13	70	45	545	725	7.7	12	27	16	4	25	13	15	15	4
(Координаты	43.25°N, 32.08°E 43°22.50'N, 32°11.50'E	44°39.4'N, 31°46.2'E	45°12.4'N, 29°51.0'E 45°12.4'N, 29°46.0'E 45°04.0'N, 29°46.0'E	46°33.0'N, 31°25.0'E	41°39.7'N, 41°33.2'E	44°54.68'N, 35°24.69'E	44°41.55'N, 35°33.088'E	44°25.15'N, 33°06.196'E	44°30.08'N, 33°35.848'E	44°29.92'N, 33°35.964'E	44°29.74'N, 33°35.711'E	44°35.05′N, 33°24.48′E	44°36.54'N, 33°28.086'E		44°37.5'N, 33°31.3'E	44°37.1'N, 33°32.1'E	44°37.3'N, 33°33.7'E	44°36.4'N, 33°36.0'E
Гулин и др., 2017	Район	Западная халистат. зона	Континенталь- ный склон	Взморье Дуная	Днепро-Бугский лиман	Vcrbe p. Hopox	Kananar	mtrndmyr	Мыс Херсонес	Б. Балаклавская	Б. Балаклавская	Б. Балаклавская	Б. Казачья	Б. Стрелецкая	Внешний рейд	Конст. равелин	Павловский мыс	Б. Голландия	Инкерман

Таблица 3.6.3.2. Потоки седиментационного самоочищения вод Чёрного моря от радиоактивных и химических загрязнений (Eropoв,



Рис. 3.6.3.3. Интенсивность депонирования загрязняющих веществ в толще донных отложений в условно чистых (\circ) и критических (\bullet) зонах Чёрного моря (Егоров, Гулин и др., 2017)

Раздел 3.6.4. Акватории с жидкими границами

Во многих случаях проблема нормирования антропогенного загрязнения морской среды относится к акваториям с жидкими границами. Особенности формирования в них экологической обстановки определяются потоками внешнего поступления контаминантов, а также их элиминацией из водной среды в результате воздействия биогеохимических процессов и водообмена со смежными районами. Очевидно, что на фоне влияния процессов биотического самоочищения морской среды формирование полей загрязняющих веществ в этих акваториях в значительной степени подвержено влиянию гидродинамических процессов. Именно поэтому критерии предельно допустимого антропогенного воздействия должны разрабатываться для масштабов пространства и времени, когда концентрация загрязняющих веществ в воде этих районов может превышать ПДК. В настоящем разделе решение задач нормирования антропогенного воздействия рассмотрено на примерах морской заповедной зоны Никитского ботанического сада «Мыс Мартьян» (Егоров и др., 2018б) и приустьевой акватории реки Водопадная в Ялте.

<u>Охраняемая заповедная зона «Мыс Мартьян».</u> Целью исследований в заповедной зоне «Мыс Мартьян» было определить динамические характеристики акватории (оценить её площадь с привязкой к спутниковым координатам, оцифровать изолинии глубин и границ расчётной сетки, рассчитать объём вод и интенсивность их обмена), измерить концентрацию и содержание (пул) ⁹⁰Sr, лабильных Cu, Zn, Cd, Pb, общей Hg, линдана, ∑ДДТ и ∑ПХБ в воде, а также оценить максимально допустимые потоки поступления загрязняющих веществ в заповедную зону при застое вод, из условия лимитирования концентраций поллютантов по санитарно-гигиеническим критериям (ПДК).

Батиметрическая карта акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» представлена на рис. 3.6.4.1.

Для определения динамических характеристик акватории использованы исследования течений в районе Ялты в период 1960–1980 гг. со свободно плавающих дрифтеров и с постановкой автономных буйковых станций с измерителями течений. Результаты показали, что преобладающий перенос был ориентирован параллельно береговой черте (рис. 3.6.4.2).

В целом установлено, что заповедная акватория характеризуется пологим рельефом дна; средняя её глубина составляет 10 м, а максимальная — 20 м. Район вытянут вдоль берега на 1.6 км, а её водная граница удалена от берега на 500 м. Площадь акватории составляет 560 000 м²; объём воды — 5 300 000 м³. Оценка гидродинамических характеристик региона показала, что прибрежная полоса заповедной зоны характеризуется слабыми течениями. В 80–90 % случаев их измеренные скорости в этом районе не превышали 20 см·с⁻¹. С удалением от берега скорости течений в 5 милях мористее возрастали до 100–150 см·с⁻¹.



Рис. 3.6.4.1. Батиметрическая карта акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» (Егоров и др., 2018б)



Рис. 3.6.4.2. Схема дрейфа свободно плавающих поплавков в районе Ялты (Егоров и др., 2018б)

Очевидно, что большое влияние на процессы мелиорации вод и экологическое состояние отдельных акваторий и прибрежных районов оказывает их водообмен с открытыми водами моря. Чем ниже интенсивность обновления вод, тем при меньших потоках поступления в акваторию загрязняющих веществ их концентрация достигнет предельно допустимых санитарных уровней (ПДК), а значит, оценки предельно допустимых потоков поступления загрязняющих веществ должны нормироваться

исходя из реализации сценариев наиболее застойного состояния вод акватории. Оценки показали, что такой критический по гидродинамическому фактору режим соответствует минимальной скорости течений 5 см·с⁻¹, при которой полное обновление вод заповедной зоны произойдет за 5–6 часов.

Характеристики радиоактивного и химического загрязнения акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» представлены в табл. 3.6.4.1.

Таблица 3.6.4.1. Концентрации, ПДК и предельно допустимые потоки сброса загрязняющих веществ в акваторию особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» (Егоров и др., 2018б)

Конта- минант	Концен- трация в воде	ПДК в воде	Концен- трация в воде (% от ПДК)	Пул в акватории мыса Мартьян	Предельно допустимый пул в воде	Предельно допустимый сброс в акваторию за 5 часов
1	2	3	4	5	6	7
⁹⁰ Sr	(3.6 ± 1.00) Бк·м ⁻³	5000 Бк∙м ⁻³	0.07	19.10 МБк	26 500.0 МБк	132 400 МБк
Си (лабильн.)	(1.45 ± 0.04) MKG $\cdot \pi^{-1}$	5* мкг∙л ⁻¹	29.00	7.70 кг	26.5 кг	94 кг
Zn (лабильн.)	(1.35 ± 0.38) MKG $\cdot \pi^{-1}$	50* мкг·л ⁻¹	2.70	7.20 кг	265.0 кг	1289 кг
Cd (лабильн.)	(0.41 ± 0.01) MKG· π^{-1}	10* мкг·л ⁻¹	4.10	2.20 кг	53.0 кг	254 кг
Рb (лабильн.)	(2.76 ± 0.05) MKG $\cdot \pi^{-1}$	10* мкг·л ⁻¹	27.60	14.60 кг	53.0 кг	192 кг
Нg (общая)	(158.5 ± 7.90) $_{ m H\Gamma} \cdot \pi^{-1}$	100 нг·л ⁻¹	158.50	840.05 г	530.0 г	1550 г
Линдан	(0.34 ± 0.09) $_{\rm H\Gamma}\cdot \pi^{-1}$	< 10 ^{1**} нг·л ⁻¹	3.50	1.85 г	53.0 г	255 г
∑ДДТ	(0.22 ± 0.23) $_{ m H\Gamma} \cdot \pi^{-1}$	< 10 ^{1**} нг·л ⁻¹	2.25	1.19 г	53.0 г	259 г
∑ПХБ	(1.33 ± 1.60) $_{\rm H\Gamma} \cdot \pi^{-1}$	< 10 ¹ ** нг·л ⁻¹	0.15	7.76 г	53.0 г	226 г

* — «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения», Приказ от 13 декабря 2016 г. № 552 Министерства сельского хозяйства Российской Федерации;

** — согласно перечню рыбохозяйственных нормативов Роспотребнадзора

Согласно приведённым в табл. 3.6.4.1 материалам, концентрация всех загрязняющих веществ акватории, кроме ртути, значительно ниже ПДК. В пятой графе таблицы представлены данные по содержанию загрязняющих веществ в акватории объёмом 5 300 000 м³ в настоящее время. В шестой графе даны результаты расчётов предельной ассимиляционной ёмкости акватории в случае, если концентрации контаминантов в воде достигнут ПДК. В седьмой графе приведены оценки предельных потоков поступления загрязняющих веществ в акваторию, находящуюся в «застойном» гидродинамическом режиме с периодом водообмена, составляющим 5 ч. Эти оценки, очевидно, могут использоваться в качестве критериев реализации устойчивого развития акватории по фактору радиоактивного и химического загрязнения её вод. В целом выполненные исследования свидетельствуют об удовлетворительном экологическом состоянии акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» по большинству рассмотренных факторов. Принятие мер по снижению сброса в акваторию ртути и соединений азота позволит реализовать концепцию устойчивого развития.

<u>Приустьевая зона реки Водопадная.</u> Целью исследования было изучить сезонное содержание (зимой, весной и летом) минеральных форм азота (нитритов, нитратов и аммония), минерального фосфора (PO₄), а также первичной продукции фитопланктона для прогноза и нормирования эвтрофикации вод в находящейся на территории Большой Ялты приустьевой зоне реки Водопадная (44°29.17′N, 34°09.53′E). Карта устья и приустьевой зоны р. Водопадная представлена на рис. 3.6.4.3.



Рис. 3.6.4.3. Карта устья и приустьевой зоны реки Водопадная

Южнее устья реки Водопадная расположен городской пляж. Генеральный перенос водных масс в данном районе направлен с северо-востока на юго-запад (рис. 3.6.4.2), поэтому сток р. Водопадная является источником эвтрофикации его рекреационной зоны.

Определения продукции фитопланктона и гидрохимических характеристик приустьевой зоны реки Водопадная (Учан-Су) представлены в табл. 3.6.4.2. В ней наблюдений зафиксированы результаты в 2012–2019 гг., ранжированные по возрастанию дат по сезонам года. Они свидетельствуют, что первичная продукция фитопланктона в зимний, весенний и летний сезоны в приустьевой зоне р. Водопадная изменялась от 18.5 до 201.0 мгC·м⁻³·сут⁻¹; сумма соединений азота ΣN_i лежала в пределах 33.0–175.4 мкг·л⁻¹, NO₂ — 0.6–6.6 мкг·л⁻¹, NO₃ — 9.2–101.3 мкг·л⁻¹, NH₄ — 10.0-71.3 мкг·л⁻¹; концентрация минерального фосфора (РО₄) составляла 2.7-76.1 мкг·л⁻¹. Значения параметра Рэдфилда (Ratom) (Redfield, 1958), характеризующего лимитирование первичной продукции фитопланктона биогенными элементами, для эстуарной зоны р. Водопадная оценивались в 8.3–107.2. Эти ланные свидетельствовали, что первичная продукция фитопланктона в регионе могла лимитроваться по азоту (R_{atom} = 8.34), но в большинстве случаев она лимитировалась по РО₄ (R_{atom} составлял от 22.18 до 107.4).

концентрация Следует отметить, биогенных что элементов в устье реки Водопадная (44°29.40'N, 34°09.85'E) в 14-16 раз превышала их содержание в приустьевой зоне по сумме соединений азота, а концентрация фосфатов могла иметь тот же порядок величин или быть до 25 раз выше. Это однозначно указывало на эвтрофирующее влияние стока реки на прибрежные воды ялтинской акватории Чёрного моря. Из общедоступных справочных пособий следует, что сток р. Водопадная варьирует от высокой полноводности до полного пересыхания. В среднем он составляет $0.384 \text{ м}^3 \cdot \text{c}^{-1}$. При максимально зарегистрированных концентрациях биогенных элементов в устье реки ($\sum N_i = 2804 \text{ мкг} \cdot \pi^{-1}$ и PO₄ = 66.6 мкг · π^{-1}) поступление соединений азота в прибрежную акваторию Ялты составит 93.03 кг сут⁻¹, а PO₄ — 2.204 кг·сут⁻¹. Если учесть, что для синтеза 1000 г органического вещества по массе требуется 80 г углерода, 2 г фосфора и 14 г азота (Зилов, 2009), то можно заключить, что при азотном лимитировании продукционных процессов новая продукция может составить $(93.03 / 14) \times 80 = 531 \text{ кгC}_{opr} \cdot \text{сут}^{-1}$, а при фосфорном — $(2.204 / 2) \times 80 = 88.16 \text{ krC}_{\text{opr}} \cdot \text{cyr}^{-1}$.

	mo		18	82	.20	34	46	10			
	R _{at}		22.	37.	107	8:	34.	56.			
$\mathbf{)}_4$	Ş		0.100	0.100	0.075	1.100	0.400	0.100		1.0	15
PC	х, МКГ·Л ⁻¹		4.0	5.0	5.0	76.1	2.7	8.8		9.99	<i>c</i> 09
	ΣNi		33.0	62.4	175.4	63.0	27.6	149.9	()	2459	1804
)3	δ	(E	0.600	1.100	0.039	0.300	0.460	2.2	34°09.85′E	71.1	2.0
 NC	Х, МКГ·Л ⁻¹	34°09.537	21.3	36.8	101.3	9.2	13.3	73.3	°29.40'N, 1	2370.0	0.0120
\mathbf{D}_2	§	°29.17'N,	0.100	0.100	0.042	0.100	0.020	0.100	адная (44	0.66	0.10
 N	х, МКГ·Л ⁻¹	дная (44°	1.7	0.6	2.8	1.6	0.8	6.6	р. Водопа	44.0	66
4	§	Pera Bojonajhaa (44°29.17N, 34°09.53'E) Pera Bojonajhaa (44°29.17N, 34°09.53'E) 1 09.01.2018 31.5 10.0 0.50 1.7 0.100 21.3 0.600 33.0 4.0 0.100 22.18 2 19.04.2017 18.5 25.0 1.20 0.6 0.100 36.8 1.100 62.4 5.0 0.100 37.82 3 29.04.2019 18.5 25.0 1.20 0.6 0.100 36.8 1.100 62.4 5.0 0.100 37.82 4 30.06.2017 201.0 52.2 2.50 1.6 0.100 92 0.300 63.0 76.1 1.100 8.34 5 05.07.2019 13.5 0.65 0.8 0.020 13.3 0.460 27.6 2.7 0.400 34.46 6 04.09.2019 70.0 3.00 6.6 0.100 73.3 2.2 149.9 8.8 0.100 34.46 6 04.09.2019 <td>2.16</td> <td>1 60</td>	2.16	1 60							
HN	х, MKГ·Л ⁻¹	Pek	10.0	25.0	71.3	52.2	13.5	70.0	ечная вода	45.0	0.09
Первичная	продукция, мгС·м ⁻³ ·сут ⁻¹	<u>п/п</u> —	31.5	18.5		201.0			Ь		
	Дата		09.01.2018	19.04.2017	29.04.2019	30.06.2017	05.07.2019	04.09.2019		05.07.2019	0100 00 10
2	ле п/п		1	2	3	4	5	9		1	ç

Таблица 3.6.4.2. Продукционные и гидрохимические показатели приустьевой зоны реки Водопадная

Как известно, воды относятся к эвтрофным при первичном продуцировании фитопланктона, составляющем 100 мгС_{орг}·м⁻³·сут⁻¹. При средней глубине слоя фотосинтеза 10 м эвтрофная первичная продукция в нём составит 1 гС_{орг}·м⁻³·сут⁻¹. Из приведённых оценочных расчётов видно, что при азотном лимитировании продукционных процессов эвтрофирование вод до уровня 100 мгС_{орг}·м⁻³·сут⁻¹ за счёт поступления 531 кг·сут⁻¹ соединений азота распространится на акваторию 531 000 м², или примерно на 0.5 км². При фосфорном лимитировании площадь эвтрофирования за счёт стока реки Водопадная составит примерно 88 000 м². Отсюда следует, что сток р. Водопадная может существенно снизить рекреационное качество вод акватории г. Ялты за счёт эвтрофирования её вод.

Очевидно, что рассмотренный выше подход можно использовать в качестве метода оценки и прогноза площадей эвтрофирования рекреационных зон за счёт поступления биогенных элементов со склоновым или канализационным стоком.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Современные климатические изменения и антропогенное воздействие в значительной степени повлияли на природные циклы оборота химических веществ различной биологической значимости в биосфере. Они повысили актуальность работ, связанных с разработкой концепции оптимального морского природопользования в условиях влияния загрязняющих веществ на население и гидробионтов. Необходимость решения поставленных задач потребовала изучения биогеохимических закономерностей взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды.

Рассмотрение в главе 1 проблем, связанных с разномасштабными химическими и радиоактивными взаимодействиями в морях и океанах, выявило следующие основные закономерности.

Суммарный ежегодный перенос химических элементов в результате природных и антропогенных процессов может составлять от $n \cdot 10^{-5}$ до $n \cdot 10^{10}$ % от их содержания в Мировом океане. Влияние метеорологических процессов является значимым фактором формирования полей распределения химических элементов и их изотопных носителей на глобальном пространственном масштабе. При испытаниях ядерного оружия в открытых средах максимальные радиоактивные выпадения были приурочены к средним широтам северного и южного полушарий Земли. Миграция растворённых в воде химических и радиоактивных примесей по пространству И глубине воздействии явлений, при одновременном волновых течений, алвекции И турбулентности всегда направлена в сторону уменьшения градиентов в полях их распределения в морской среде.

Химический и радиоизотопный состав компонентов морских экосистем зависит от влияния абиотических и биотических факторов. У косного вещества он формируется в основном в результате геохимических процессов, сорбционных взаимодействий и продуктов жизнедеятельности живого вещества. Для живого вещества основу функционирования морских экосистем составляют химические элементы и их соединения различной природы. Разные формы химических веществ входят в состав органов и тканей, которые определяют протекание комплекса биохимических реакций, ответственных за формирование энергетического питания, соматического и генеративного роста, а также минерального обмена морских организмов.

Наиболее презентативным показателем концентрирования химических веществ гидробионтами является впервые предложенный академиком В. И. Вернадским коэффициент накопления (К_н), равный отношению концентраций элементов и их изотопных и неизотопных носителей в морских организмах и водной среде.

К_и характеризует уровень накопления радионуклида или его стабильного носителя установившийся динамического гидробионтом, как результат равновесия одновременно протекающих процессов вхождения химического элемента или его радиоизотопа в организм и его выведения. В силу этого $K_{\rm H}$ = const лишь при стабильности химического и изотопного состава водной среды. В иных условиях зависимость изменения коэффициента накопления во времени отражает кинетические закономерности хода процессов, направленных в сторону достижения стационарного или предельного уровня К_н. Отмечено, что, несмотря на изменение динамики накопления радионуклидов гидробионтами в условиях различных температур, их предельные коэффициенты накопления отличаются незначительно. Увеличение К_н может быть обусловлено не собственно повышением освещённости, а процессом образования новой протоплазмы, синтезируемой за счёт поглощения водорослями фотосинтетически активной радиации. При снижении pH химическая форма элементов или их изотопных и неизотопных носителей изменяется таким образом, что процессы биоассимиляции имеют тенденцию к увеличению, а процессы сорбции к ослабеванию. В пределах одного вида изменение размеров морских организмов не влияет на метаболизм отдельных их клеток, а поглощение элементов зависит от поверхностно-массовых отношений. Ингибирование органотрофности с увеличением плотности популяции является результатом накопления в среде продуктов метаболизма или недостатка лимитирующего химического субстрата. В то же время в литературе отмечается, что повышение плотности популяции угнетает протекание физиологических процессов лишь при достижении некоторого предела, редко возможного в природных условиях, а значит, нет необходимости учитывать этот фактор при использовании существующих методов оценки продукционных свойств популяций.

Роль биотического фактора в формировании полей загрязняющих веществ процессами взаимодействия живого косного определяется И вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды. В открытых водах морей и океанов радиоактивные и химические загрязнения под воздействием абиотических и биотических факторов распространяются в подстилающие слои и по акваториям. В пределах фотического слоя они поглощаются первичными продуцентами сорбционно и с пищей. Одновременно с поглощением идут процессы их минерализации и трансформации физико-химических форм в результате десорбции и метаболизма гидробионтов. Многократно проходя по трофическим сетям, загрязнения удаляются из фотического слоя. Многие авторы указывают на неизученность механизмов, которые управляют накоплением, удерживанием и выделением

неорганических веществ гидробионтами и миграцией радионуклидов и их изотопных носителей по пищевым цепям, а также седиментационным и биотическим пространственным переносом. Решение этой проблемы связано с необходимостью моделирования взаимодействий живого и косного вещества в морских экосистемах.

Вторая глава посвящена описанию полуэмпирической теории радиоизотопного и минерального обмена живого и косного вещества в морской среде в масштабе времени протекания сорбционных, метаболических процессов и трофических взаимодействий, параметрически совместимой с современными методами оценки баланса вещества и энергии в водных экосистемах. В ней описаны кинетические закономерности концентрирования и обмена радионуклидов, биогенных элементов, тяжёлых металлов и хлорорганических соединений косным веществом и гидробионтами при парентеральном и алиментарном путях минерального питания.

По данным природных наблюдений, по результатам экспериментов с радиоактивной меткой и по разработанным методам параметризации математических моделей показано, что закономерности поглощения химических веществ различной биологической значимости и их радионуклидов живым и косным веществом морской среды описываются линейными функциями, а также уравнениями Ленгмюра или Фрейндлиха; скорости минерального и сорбщионного обмена описываются законами Михаэлиса — Ментен и Друпа и соответствуют показателям скоростей метаболических реакций первого или нулевого порядков. Определены параметры зависимостей изменения концентрирующей функции гидробионтов от их удельной поверхности, размерных и трофических характеристик, а также от концентрации химических элементов и их радиоактивных носителей и химических аналогов в водной среде. Определено, что, независимо от биологической значимости химических веществ, кинетика обмена их радионуклидов гидробионтами разных трофических уровней может интерпретироваться как процесс концентрирования элементов в одном или двух фондах гидробионта, обмениваемых со скоростями метаболических реакций первого или нулевого порядка. В интервале изменения значений концентраций радионуклидов в водной среде относительные объёмы фондов и показатели скоростей их обмена неизменны. При моделировании кинетических закономерностей обмена радионуклидов морскими организмами с различной массой особей величина камер обменных фондов находится в степенной связи с индивидуальной массой гидробионтов; показатели скорости обмена элемента в камерах от размерных характеристик животных этой таксономической группы не зависят.

Развитие камерной теории за счёт принятия допущения о зарождающихся в процессе роста гидробионта новых обменных фондах элемента позволило отразить наблюдаемый в опытах с радиоактивной меткой факт снижения концентрации и коэффициентов накопления радионуклидов гидробионтами при продуцировании ими органического вещества. Получено, что кинетика концентрирования и обмена радиоактивных и химических элементов гидробионтами с учётом продукционных процессов описывается моделью, две камеры которой соответствуют возникающим при росте фондам элемента в гидробионте, обменивающимся со средой с показателями скоростей метаболических реакций первого порядка. Третья камера отражает поступление элемента в основные, необменные или слабо обменивающиеся структуры только при соматическом росте морского организма. На примере эмпирического изучения и математического описания кинетики концентрирования одно- и пятивалентного ¹³¹I ульвой показано, что кинетика обмена разных физико-химических форм загрязнителей гидробионтами может рассматриваться как результат его поступления в обменные фонды гидробионта, соответствующие каждой физикохимической форме. Взаимодействие фондов со средой осуществляется со скоростями метаболических реакций первого порядка. Численные значения показателей скоростей поступления в фонды определяются физико-химической формой загрязнений. Показатели скоростей выведения из соответствующих обменных фондов разных физико-химических форм неорганических веществ в гидробионтах одинаковы.

Заключительная часть второй главы посвящена анализу области применения предложенной полуэмпирической теории минерального И сорбционного взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды, а также биологической интерпретации её параметров. Определено, что параметры обобщённой эмпирической модели независимы, а структура модели допускает её модификацию и развитие за счёт детализации рассмотрения характеристик взаимодействия и учёта новых факторов. Именно поэтому уравнения, которые реализуют теоретическую базу модели, удовлетворяют требованиям, предъявляемым к полуэмпирическим моделям, исследуемым при системном подходе в решении задач взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическим компонентами морской среды.

Третья глава посвящена обоснованию теории радиоизотопного и минерального гомеостаза экосистем И описанию eë морских практических приложений устойчивого развития для реализации концепции акваторий по факторам радиоактивного и химического загрязнения морской среды. В ней показано, что эти задачи относятся к классу сложных геосистем, изучение и управление которыми

необходимо осуществлять на основании их математических моделей. Предсказать поведение геосистем, не полностью доступных для наблюдений, можно только на теоретических моделях, которые описывают не один объект, а определённый класс явлений, среди которых могут быть как наблюдаемые, так и ненаблюдаемые явления. Мера адекватности описания сложных геосистем теоретическими моделями определяется степенью отражения в них наблюдаемых в природе явлений, а также объективностью теоретических предпосылок в отношении ненаблюдаемых явлений. В первом разделе третьей главы обоснована перспективность изучения характеристик функционирования природных морских экосистем на математических моделях, содержащих как полуэмпирические блоки, реализующие закономерности минерального и радиоизотопного обмена, так и теоретические блоки, отражающие современные представления о вещественных, трофических и энергетических механизмах их функционирования.

Изучение в разделах 3.1.1 и 3.1.2 динамических характеристик взаимодействия экосистем фотического слоя с радиоактивными и химическими компонентами морской среды показало, что при лимитировании первичных продукционных звеньев по биогенным элементам и по физиологически активной радиации состояния системы определяются затухающими колебательными процессами с периодами колебаний, соответствующими временному масштабу сукцессии. Устойчивость системы в отношении концентрированных характеристик распределения загрязнителей в среде определяется потоком загрязнителя в результате антропогенного воздействия, биоседиментационной продуктивностью экосистемы фотического слоя, а также уровнем накопления и интенсивностью метаболизма загрязнителя гидробионтами. Каждой биоседиментационной способности экосистемы и уровню концентрирования загрязнителя гидробионтами соответствует максимальный темп антропогенного воздействия, при котором система стационарна. Материалы наблюдений свидетельствовали о существовании природных биогеохимических механизмов реализации радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем.

Установлено, что с точки зрения теории управления гомеостаз морских экосистем реализуется отрицательными обратными связями между их компонентами по принципу Ле Шателье — Брауна. В разделе 3.4 продемонстрированы природные биогеохимические механизмы гомеостаза за счёт концентрирующей функции живого и косного вещества, а также адаптационных, трофических и популяционных характеристик гидробионтов. Закономерности природного гомеостаза показаны для фотического слоя морских вод по биогенным элементам, а также

для консервативных радиоактивных и химических веществ в эстуарных и критических зонах Чёрного моря.

Показано, что загрязнение акваторий может нормироваться по критериям экологической ёмкости, ассимиляционной способности и радиоёмкости водных масс. Обоснована теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских биогеоценозов, направленная на разработку методов определения экологической ёмкости морской среды в результате биотических механизмов взаимодействий, на оценку ассимиляционной способности геологических депо за счёт биогеохимических процессов и на расчёт характеристик радиоёмкости водных депо, равных их вмещающей ёмкости для загрязняющих веществ с учётом ПДК.

В разделах 3.5 и 3.6 рассмотрены задачи организации экоцентрического подхода к морскому природопользованию, связанные с реализацией принципа устойчивого развития акваторий по фактору радиоактивного и химического загрязнения вод, и обоснованы биогеохимические критерии оценки самоочищающей способности морской среды в результате воздействия природных биогеохимических процессов. Методы экологического нормирования по санитарно-гигиеническим и биогеохимическим критериям продемонстрированы на примерах бухты Севастопольской, Азовского и Чёрного морей, акваторий рекреационных зон с жидкими границами.

Выполненные исследования в целом показали, что разработка теории радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем, базирующейся на полуэмпирической теории минерального и радиоизотопного обмена, позволила гипотезу академика В. И. Вернадского подтвердить о том. что в процессе воспроизводства живого вещества воспроизводятся и условия его обитания. Использование предложенной теоретической базы дало возможность оценивать и прогнозировать антропогенную эволюцию морских экосистем и разрабатывать принципы оптимального морского природопользования с учётом интенсивности природных биогеохимических процессов радиоактивного И химического кондиционирования морской среды.

Интерпретация результатов экспериментальных, природных наблюдений и теоретических изысканий с точки зрения проблем антропогенной эволюции позволяет ожидать проявления долговременных трендов повышения интенсивности биогеохимических циклов оборота вещества, энергии и химического состава компонентов морских экосистем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексахин Р. М. Радиоактивные загрязнения почвы и растений. Москва : Изд-во АН СССР, 1963. 167 с.

Алёкин О. А., Ляхин Ю. И. Химия океана. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1984. 343 с.

Айзатуллин Т. А., Лебедев В. Л., Хайлов К. М. Океан. Фронты, дисперсии, жизнь. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1984. 192 с.

Айзатуллин Т. А., Леонов А. В. Кинетика и механизм трансформации соединений фосфора и потребления кислорода в водной экологической системе // Водные ресурсы. 1977. № 2. С. 41–55.

Арашкевич Е. Г., Виноградов Г. М., Семёнова Т. Н. Оседание фекальных пеллет планктонных ракообразных Баренцева моря // Экологическая и биологическая продуктивность Баренцева моря : тез. докл. Всесоюз. конф., Мурманск, июль 1986. [Мурманск], 1986. С. 50–51.

База данных ОРХБ ИнБЮМ (за период 1964–2006 гг.): Вода. Гидробионты. Донные отложения. Компьютерная программа ОРХБ, создана в 1992 г. в пакете Paradox. Севастополь : ОРХБ, ИнБЮМ, 2006. 425 с.

Баранова Д. Д. Сравнительное изучение сорбции и десорбции различных радионуклидов морскими мелководными грунтами // Вопросы биоокеанографии. Киев : Наукова думка, 1967. С. 219–226.

Баринов Г. В. Обмен ⁴⁵Са, ¹³⁷Сs, ¹⁴⁴Се между водорослями и морской водой // Океанология. 1965. Т. 5, № 1. С. 111–116.

Бачурин А. А. Математическое описание динамики процессов радиоактивного загрязнения морских организмов из водной среды. Москва : Атомиздат, 1968. 28 с.

Безносов В. Н., Плеханов С. Е. Содержание некоторых металлов в черноморских мидиях // Экология. 1986. № 5. С. 80–81.

Беляев В. И. Метод Лагранжа в кинетике облачных процессов. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1964. 187 с.

Беляев В. И. Уравнения обмена радионуклида между морскими организмами и средой // Радиационная и химическая экология гидробионтов. Киев : Наукова думка, 1972. С. 62–71.

Беляев В. И. Теория сложных геосистем. Киев : Наукова думка, 1978. 155 с.

Беляев В. И., Колесников А. Г., Нелепо Б. А. Определение интенсивности радиоактивного заражения в океане на основе новых данных о процессе обмена // Труды III Международной конференции ООН по использованию атомной энергии в мирных целях. Вена, 1966. С. 381–395. Бенсон С. Основы химической кинетики. Москва : Мир, 1964. 603 с.

Биогеохимия океана / отв. ред. М. Е. Виноградов, А. П. Лисицын. Москва : Наука, 1983. 367 с.

Блатов А. С., Иванов В. А. Гидрология и гидродинамика шельфовой зоны Черного моря. Киев : Наукова думка, 1992. 244 с.

Богданов Ю. А., Копелевич О. В. Гранулометрические исследования тонкодисперсного вещества океанской среды // Формы элемента и радионуклидов в морской воде. Москва : Наука, 1974. С. 119–123.

Богданов Ю. А., Гурвич Е. Г., Лисицын А. П. Модель накопления органического углерода в донных осадках Тихого океана // Геохимия. 1979. № 6. С. 918–927.

Богданов Ю. А., Гурвич Е. Г., Лисицын А. П. Механизм океанской седиментации и дифференциации химических элементов в океане // Биохимия океана. Москва : Наука, 1983. С. 165–200.

Богданова А. К. Водообмен через Босфор и его роль в перемешивании вод Черного моря // Труды Севастопольской биологической станции. 1959. Т. 12. С. 401–420.

Болтачёв А. Р., Еремеев В. Н. Рыбный промысел в азово-черноморском бассейне: прошлое, настоящее, будущее // Промысловые биоресурсы Чёрного и Азовского морей / ред. В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская, Г. Е. Шульман, Ю. А. Загородняя. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. С. 7–26.

Ботов Н. Г. О некорректности задач статистической динамики процессов миграции радионуклидов. Сообщ. 3. Челябинск, 1975. 15 с. Деп. ВИНИТИ, № 2698-75.

Бриттон Г. Биохимия природных пигментов. Москва : Мир, 1986. 422 с.

Бурлакова З. П., Лаврентьев Н. А. К вопросу о скорости оборота растворенных органических веществ в морской воде как функции плотности клеток в популяциях // VII Всесоюзная конференция по химии моря : тез. докл. Москва, 1975. С. 60–61.

Бурлакова З. П., Крупаткина Д. К., Ланская Л. А., Яфарова Д. Л. Влияние плотности популяции морских одноклеточных водорослей на потребление фосфора и основные физиологические показатели клеток // Взаимодействие между водой и живым веществом : тр. междунар. симпоз., Одесса, 6–10 окт. 1975 г. Москва : Наука, 1979. Т. 1. С. 231–235.

Бурлакова З. П., Сердюков О. М., Егоров В. Н., Иванов В. Н., Усенко Т. Г., Маркова Л. С. Накопление и выведение цинка-65 водорослью *Stephanopixis palmeriana* в экспериментальных условиях // Экология моря. 1980. Вып. 2. С. 41–44.

Буфетова М. В. Загрязнение вод Азовского моря тяжелыми металлами // Юг России: экология, развитие. 2015. Т. 10, № 3. С. 112–120.

Ведерников В. И., Стародубцев Е. Р. Первичная продукция и хлорофилл в юговосточной части Тихого океана // Труды Института океанологии АН СССР. 1971. Т. 89. С. 33–42.

Ведерников В. И. Особенности распределения первичной продукции и хлорофилла в Черном море в весенний и летний периоды // Изменчивость экосистемы Черного моря: естественные и антропогенные факторы. Москва : Наука, 1991. С. 128– 147.

Вернадский В. И. О концентрации радия живыми организмами // ДАН СССР. Сер. А. 1929. № 2. С. 33–34.

Вернадский В. И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. Москва : Наука, 1965. 374 с.

Вернадский В. И. Живое вещество. Москва : Наука, 1978. 358 с.

Винберг Г. Г., Анисимов С. И. Математическая модель водной экосистемы // Фотосинтез систем высокой продуктивности. Москва : Наука, 1966. С. 213–223.

Виноградов А. П. Введение в геохимию океана. Москва : Наука, 1967. 213 с.

Виноградов М. Е. Вертикальное распределение океанического зоопланктона. Москва : Наука, 1968. 319 с.

Виноградов М. Е. Зависимость процессов детритообразования от пространственновременных изменений планктонных сообществ // Биодифференциация осадочного вещества в морях и океанах. Ростов на Дону, 1986. С. 66–76.

Виноградов М. Е., Меншуткин В. В. Портретные детерминистские модели функционирования экосистем пелагиали // Биология океана. Москва : Наука, 1977. Т. 2. С. 261–276.

Виноградов М. Е., Сапожников В. В., Сушкина Э. А. Экосистема Чёрного моря. Москва : Наука, 1992. 110 с.

Виноградов М. Е., Симонов А. И. Изменения экосистемы Черного моря // 3-й съезд советских океанологов : пленарные доклады. Основные проблемы исследования Мирового океана. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1989. С. 61–76.

Водяницкий В. А. Основной водообмен и история формирования солености Черного моря // Труды Севастопольской биологической станции. 1948. Т. 6. С. 386–432.

Водяницкий В. А. Допустим ли сброс отходов атомных производств в Черное море? // Природа. 1958. № 12. С. 46–52.

Вольтера В. Математическая теория борьбы за существование. Москва : Наука, 1972. 216 с.

Гаркавая Г. П., Богатова Ю. И., Буланая З. Т. Многолетняя динамика биогенных веществ Килийского гирла дельты Дуная // Материалы 2-го съезда Гидроэкологического общества Украины. Киев : Наукова думка, 1997. Т. 1. С. 23–24.

Голдберг Э. Д. Моделирование химических процессов // Моделирование морских систем. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1978. С. 163–182.

Гончаров В. П., Емельянова Л. П., Михайлов О. В., Цыплев Ю. И. Площади и объемы Средиземного и Черного морей // Океанология. 1965. Т. 5, вып. 6. С. 918–925.

Горбенко Ю. А., Крышев И. И. Статистический анализ динамики морской экосистемы микроорганизмов. Киев : Наукова думка, 1985. 143 с.

ГОСТ 17.1.5.01-80. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. Москва : ИПК Изд-во стандартов, 2002. 7 с.

ГОСТ Р 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб. Москва : Стандартинформ, 2008. 48 с.

Грезе И. И. Амфиподы Черного моря и их биология. Киев : Наукова думка, 1977. 155 с.

Грезе В. Н. Экосистема Южной Атлантики и проблема энергетического баланса пелагического сообщества океана // Океанология. 1982. Т. 22, вып. 6. С. 996–1001.

Громов В. В., Спицын В. И. Искусственные радионуклиды в морской среде. Москва : Атомиздат, 1975. 223 с.

Громов В. В., Спицын В. И., Толкач В. В. Поглощение продуктов деления планктонными организмами // Взаимодействие между водой и живым веществом : тр. междунар. симпоз., Одесса, 6–10 окт. 1975 г. Москва : Наука, 1979. Т. 2. С. 119–126.

Громов В. В., Шахова Н. Ф., Емельянов Е. М. Адсорбционный захват цинка донными отложениями Атлантического океана // Океанология. 1979. Т. 19, № 5. С. 835–839.

Гулин С. Б., Егоров В. Н., Стокозов Н. А., Мирзоева Н. Ю. Определение возраста донных отложений и оценка скорости осадконакопления в прибрежных И глубоководных акваториях Черного моря природных с использованием И антропогенных трассеров // Радиоэкологический Черного отклик моря на чернобыльскую аварию / под ред. Г. Г. Поликарпова, В. Н. Егорова. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. С. 499-502.

Гулин С. Б., Егоров В. Н, Мирзоева Н. Ю., Проскурнин В. Ю., Бей О. Н., Сидоров И. Г. Радиоемкость кислородной и сероводородной зон Черного моря в отношении ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs // Радиационная биология. Радиоэкология. 2017. Т. 57, № 2. С. 191–200.

Дёмина Л. Л. Формы миграции тяжелых металлов в океане (на ранних стадиях океанского осадкообразования). Москва : Наука, 1982. 119 с.

Добролюбский О. К. Микроэлементы и жизнь. Москва : Молодая гвардия, 1956. 124 с.

Долгосрочная международная программа исследований по проблеме: «Взаимодействие между водой и живым веществом» / Г. Г. Поликарпов, М. Г. Валяшко, В. Т. Боуэн и др. // Взаимодействие между водой и живым веществом : тр. Междунар. симпоз., Одесса, 6–10 окт. 1975 г. Москва : Наука, 1979. Т. 2. С. 201–207.

Егоров В. Н. Моделирование и анализ наблюдений на ЭВМ в исследованиях взаимодействия радиоактивности морской среды с гидробионтами : автореф. дис. ... канд. физ.-мат. наук : 01.04.12 / АН УССР, Морской гидрофиз. ин-т. Севастополь, 1975. 28 с.

Егоров В. Н. Применение камерных моделей для оценки статических коэффициентов накопления радионуклидов гидробионтами по результатам краткосрочных опытов // Радиохемоэкология Черного моря / под общ. ред. Г. Г. Поликарпова, Н. С. Рисика. Киев : Наукова думка, 1977. С. 14–16.

Егоров В. Н. Математическое моделирование кинетики минерального обмена морских гидробионтов // II Всесоюз. конф. по биологии шельфа. Киев, 1978. Ч. 1. С. 37–38.

Егоров В. Н. Планирование экспериментов по определению скоростей обмена радионуклидов морскими гидробионтами с контролируемой точностью // Радиобиология. 1979. Т. 19, № 5. С. 776–779.

Егоров В. Н. Биогехимические механизмы реализации компенсационного гомеостаза в черноморских экосистемах // Морской экологический журнал. 2012. Т. 11, № 4. С. 5–17.

Егоров В. Н., Артемов Ю. Г., Гулин С. Б. Метановые сипы в Черном море: средообразующая и экологическая роль / ред. Г. Г. Поликарпов ; НАН Украины, Ин-т биологии южных морей им. А. О. Ковалевского. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 405 с.

Егоров В. Н., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Мирзоева Н. Ю., Терещенко Н. Н., Лазоренко Г. Е., Малахова Л. В., Плотицына О. В., Малахова Т. В., Проскурнин В. Ю., Сидоров И. Г., Гулина Л. В., Стецюк А. П., Марченко Ю. Г. Биогеохимические механизмы формирования критических зон в Черном море в отношении загрязняющих веществ // Морской экологический журнал. 2013. Т. 12, № 4. С. 5–26.

Егоров В. Н., Демина Н. В., Кулебакина Л. Г. Математическое описание кинетики обмена элементов – химических аналогов морскими макрофитами // Известия АН СССР. Сер. биол. 1989. № 1. С. 79–87.

Егоров В. Н., Ерохин В. Е. Эмпирическая модель кинетики адаптивной устойчивости пигментной системы макрофитов при интоксикации фенолом // Экология моря. 1998. Вып. 47. С. 90–95.

Егоров В. Н., Зесенко А. Я. Математическая модель кинетики обмена изотопов в системе материнский и дочерний радионуклиды в морской среде – гидробионт // Радиохемоэкология Чёрного моря / под общ. ред. Г. Г. Поликарпова, Н. С. Рисика. Киев : Наукова думка, 1977. С. 17–20.

Егоров В. Н., Зесенко А. Я., Пархоменко А. В., Финенко З. З. Математическое описание кинетики обмена минерального фосфора одноклеточными водорослями // Гидробиологический журнал. 1982. Т. 18, № 4. С. 45–50.

Егоров В. Н., Иванов В. Н. Математическое описание кинетики обмена цинка-65 и марганца-54 у морских ракообразных при непищевом пути поступления радионуклидов // Экология моря. 1981. Вып. 6. С. 37–43.

Егоров В. Н., Иванов В. Н., Усенко Т. Г., Филиппов Н. А. Экспериментальное изучение обмена микроэлементов у зоопланктонных организмов // Экология моря. 1980. Вып. 2. С. 44–48.

Егоров В. Н., Козлова С. И., Кулебакина Л. Г. Кинетические закономерности концентрирования и обмена ртути взвешенным веществом // ДАН СССР. 1983. Т. 271, № 6. С. 1488–1491.

Егоров В. Н., Кулебакина Л. Г. Математическая модель обмена ⁹⁰Sr между цистозирой и морской водой // Радиоэкология водных организмов. Рига : Зинатне, 1973. Т. 2. С. 305.

Егоров В. Н., Кулебакина Л. Г. Математическая модель обмена стронция-90 между цистозирой и морской водой // Хеморадиоэкология пелагиали и бентали (металлы и их радионуклиды в гидробионтах и среде) / под общ. ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1974. С. 30–39.

Егоров В. Н., Малахова Л. В., Малахова Т. В., Тодоренко Д. А. Адаптационные характеристики черноморской зелёной водоросли *Ulva rigida* Аg. при хроническом и импактном воздействии полихлорбифенилов // Наук. вісн. Ужгород. ун-ту. Сер. Біологія. 2012. Вип. 32. С. 12–18.

Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г., Кулебакина Л. Г., Стокозов Н. А., Евтушенко Д. Б. Модель крупномасштабного загрязнения Черного моря долгоживущими радионуклидами ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Водные ресурсы. 1993. Т. 20, № 3. С. 326–330.

Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г., Стокозов Н. А., Мирзоева Н. Ю. Баланс и динамика полей концентраций ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в водах Черного моря // Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию / под ред. Г. Г. Поликарпова, В. Н. Егорова ; НАН Украины, Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского. Севастополь, 2008. Гл. 4. С. 217–250.

Егоров В. Н., Поповичев В. Н., Бурлакова З. П., Крупаткина Д. К., Коваленко Т. П., Александров Б. Г. Математическая модель биоседиментационной функции экосистемы фотического слоя западной халистатики Черного моря // Молисмология Черного моря / отв. ред. Г. Г. Поликарпов ; НАН Украины, Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского. Киев : Наукова думка, 1992. С. 50–62.

Егоров В. Н., Поповичев В. Н., Гулин С. Б., Бобко Н. И., Родионова Н. Ю., Царина Т. В., Марченко Ю. Г. Влияние первичной продукции фитопланктона на оборот биогенных элементов в прибрежной акватории Севастополя (Чёрное море) // Биология моря. 2018а. Т. 44, № 3. С. 207–214.

Егоров В. Н., Плугатарь Ю. В., Малахова Л. В., Мирзоева Н. Ю., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Садогурский С. Е., Малахова Т. В., Щуров С. В., Проскурнин В. Ю., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г., Стецюк А. П. Экологическое состояние акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» и проблема реализации её устойчивого развития по факторам эвтрофикации, радиоактивного и химического загрязнения вод // Научные записки природного заповедника «Мыс Мартьян». 2018б. Вып. 9. С. 36–40.

Егоров В. Н., Гулин С. Б., Малахова Л. В., Мирзоева Н. Ю., Поповичев В. Н., Терещенко Н. Н., Лазоренко Г. Е., Плотицына О. В., Малахова Т. В., Проскурнин В. Ю., Сидоров И. Г., Стецюк А. П., Гулина Л. В. Нормирование качества вод Севастопольской бухты по потокам депонирования ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu, ²¹⁰Po, Hg, ПХБ и ДДТ в донные отложения // Водные ресурсы. 2018в. Т. 45, № 2. С. 188–195.

Егоров В. Н., Рожанская Л. И., Иванов В. Н. Математическое описание процесса накопления цинка-65 черноморской водорослью *Ulva rigida //* Биология моря. 1975. Вып. 6. С. 63–68.

Жерко Н. В., Егоров В. Н., Гулин С. Б., Малахова Л. В. Полихлорбифенилы в компонентах экосистемы Севастопольской бухты // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сборник научных трудов / НАН Украины, Морской гидрофиз. ин-т. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2001. Вып. 2. С. 153–158.

Загородняя Ю. А., Морякова В. К. Зоопланктон как кормовая база промысловых пелагических рыб // Промысловые ресурсы Черного и Азовского морей / ред.: В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская, Г. Е. Шульман, Ю. А. Загородняя ; НАН Украины, Институт биологии южных морей НАН Украины. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. С. 257–269.

Заика В. Е. Удельная продукция беспозвоночных. Киев : Наукова думка, 1972. 145 с.

Заика В. Е. Ёмкость среды – содержание понятия и его применение в экологии // Экология моря. 1981. Вып. 7. С. 3–10.

Зайцев Ю. П. Гипонейстон и его радиоэкологическое значение // Вопросы биоокеанографии. Киев : Наукова думка, 1967. С. 180–184.

Зайцев Ю. П. Морская нейстонология. Киев : Наукова думка, 1970. 264 с.

Зайцев Ю. П. Экологическое состояние шельфовой зоны Чёрного моря у побережья Украины (обзор) // Гидробиологический журнал. 1992. Т. 28, № 4. С. 3–18.

Зайцев Ю. П. Самое синее в мире. Нью-Йорк : ООН, 1998. 142 с.

Зайцев Ю. П. Введение в экологию Черного моря. Одесса : Эван, 2006. 224 с.

Зайцев Ю. П., Поликарпов Г. Г. Экологические процессы в критических зонах Чёрного моря (синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков) // Морской экологический журнал. 2002. Т. 1, № 1. С. 35–55.

Зесенко А. Я. Изучение поведения и накопления гидробионтами различных физикохимических форм радиоактивных и стабильных радионуклидов первой — восьмой групп Периодической системы элементов // Радиохемоэкология Черного моря / под общ. ред. Г. Г. Поликарпова, Н. С. Рисика. Киев : Наукова думка, 1977. С. 21–52.

Зесенко А. Я., Назаров А. Б. О накоплении тория-234 морскими организмами // Радиохемоэкология водных организмов. Рига : Зинатне, 1973. Т. 2. С. 274–280.

Зилов Е. А. Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем). Иркутск : Изд-во Иркутского гос. ун-та, 2009. 147 с.

Злобин В. С. Динамика накопления радиостронция некоторыми бурыми водорослями и влияние солености морской воды на коэффициенты накопления // Океанология. 1968. Т. 8, № 1. С. 78–85.

Иванов В. Н. Накопление ⁵⁴Mn, ⁵⁹Fe, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce океаническим зоопланктоном // Хеморадиоэкология пелагиали и бентали (металлы и их радионуклиды в гидробионтах и среде) / под общ. ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1974. С. 211–246.

Иванов В. Н. Влияние различных концентраций стабильного цинка в морской воде на обмен цинка-65 и рост водоросли *Ulva rigida //* Биология моря. 1979. Вып. 50 : Антропогенное воздействие на морские организмы. С. 69–71.

Иванов В. Н., Рожанская Л. И. Поведение Zn-65 в морской воде и накопление его гидробионтами // Радиационная и химическая экология гидробионтов / под ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1972. С. 42–51.

Иванов В. Н., Егоров В. Н., Рожанская Л. И. Изучение накопления и выведения ⁶⁵Zn черноморской водорослью *Ulva rigida* в связи с ее ростом // Биология моря. 1978. Вып. 44. С. 46–55.

Иванов В. Н., Егоров В. Н., Шевченко М. .М. Поступление и выведение цинка-65 у черноморского *Idotea baltica basteri* Aud // Гидробиологический журнал. 1980. Т. 16, № 1. С. 69–72.

Иванов В. Н., Егоров В. Н., Поповичев В. Н., Шевченко М. М. Математическое моделирование кинетики обмена микроэлементов у морских ракообразных при пищевом и парентеральном путях их поступления // Экология моря. 1986. Вып. 23. С. 68–77.

Иванов В. Н., Егоров В. Н., Усенко Т. Г., Филиппов Н. А. Изучение пищевого пути потребления выведения радионуклидов у зоопланктонных организмов // Биология моря. 1979. Вып. 50. С. 71–74.

Иванов В. А., Овсяный Е. И., Репетин Л. Н., Романов А. С., Игнатьева О. Г. Гидрологогидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. 90 с.

Ивлев В. С. Экспериментальная экология питания рыб. Москва : Пищепромиздат, 1955. 252 с.

Ивлева Е. В., Парчевский В. П., Ланская Л. А. Влияние температуры, солёности и pH на накопление ⁶⁵Zn морскими одноклеточными водорослями // Морская радиохемоэкология и проблема загрязнений / под ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1984. С. 78–82.

Израэль Ю. А., Цыбань А. В. Об ассимиляционной ёмкости Мирового океана // Доклады АН СССР. 1983. Т. 272, № 3. С. 702–705.

Израэль Ю. А., Цыбань А. В. Антропогенная экология океана. Москва : Флинта Наука, 2009. 532 с.

Ильин Л. А., Павловский О. А. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и меры, предпринятые с целью их смягчения // Атомная энергия. 1988. Т. 65, вып. 2. С. 119–129.

Киселёв И.А. Планктон морей и континентальных водоёмов. Т. 2. Распределение, сезонная динамика, питание и значение. Ленинград : Наука, 1980. 440 с.

Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. Москва : Наука, 1984. 208 с.

Кленкин А. А., Корпакова И. Г., Павленко Л. Ф., Темердашев З. А. Экосистема Азовского моря: антропогенное загрязнение. Краснодар : Просвещение-Юг, 2007. 324 с.

Копченова Н. В., Марон И. А. Вычислительная математика в примерах и задачах. Москва : Наука, 1972. 366 с.

Коркорэн Е. Ф., Кимболл Дж. Ф. Поглощение, накопление и обмен ⁹⁰Sr у фитопланктона открытого моря // Вопросы радиоэкологии. Москва : Атомиздат, 1968. С. 231–240.

Костова С. К., Егоров В. Н., Поповичев В. Н. Многолетние исследования загрязнения ртутью севастопольских бухт (Чёрное море) // Экология моря. 2001. Вып. 56. С. 99–103.

Круг Г. К., Сосулин Ю. А., Фатуев В. А. Планирование эксперимента в задачах идентификации и экстраполяции. Москва : Наука, 1977. 208 с.

Крышев И., Сазыкина Т. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 255 с.

Кузин А. М., Передельский А. А. Охрана природы и некоторые вопросы радиоактивноэкологических связей // Охрана природы и заповедное дело в СССР : бюл. / АН СССР, Комиссия по охране природы. Москва : Наука, 1956. С. 65–78.

Кулебакина Л. Г. Влияние солёности на накопление радионуклидов морскими макрофитами // Морская радиохемоэкология и проблема загрязнений / под ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1984. С. 40–65.

Кулебакина Л. Г. Изучение миграции ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в экосистемах шельфа Черного моря и нижнего Днепра после Чернобыльской аварии // Радиоэкология: успехи и перспективы : материалы Междунар. науч. семинара, Севастополь, 3–7 окт. 1994 г. Севастополь : ИнБЮМ, 1996. С. 127–141.

Кулебакина Л. Г., Бачурин А. А. Коэффициенты накопления стронция-90 и кальция черноморскими организмами в природных условиях // Морская радиоэкология / под ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1970. С. 168–174.

Кулебакина Л. Г., Козлова С. И. Распределение растворенной и взвешенной форм ртути в Атлантическом океане и в Средиземном море в слое 0–100 м // Океанология. 1985. Т. 25, вып. 2. С. 248–253.

Кулебакина Л. Г., Парчевская Д. С. Влияние солёности и концентрации Sr и Ca в воде на накопление ⁹⁰Sr цистозирой // Радиоэкология водных организмов. Рига : Зинатне, 1973. Т. 2. С. 305–307.

Лазоренко Г. Е. Молисмологическое исследование водной экосистемы Северо-Крымского канала // Чтения памяти Н. В. Тимофеева–Ресовского: 100-летию со дня рождения Н. В. Тимофеева-Ресовского посвящается. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000. С. 100–107.

Лазоренко Г. Е., Егоров В. Н. Роль донных отложений в извлечении радиоцезия из водной среды // Радиоэкология: успехи и перспективы : материалы науч. семинара, Севастополь, 3–7 окт. 1994 г. Севастополь : ИнБЮМ, 1994. С. 117–118.

Лазоренко Г. Е., Поликарпов Г. Г. Способность донных отложений Каховского водохранилища к связыванию радионуклидов стронция и цезия // Доклады АН УССР. Сер. Б. 1990. № 8. С. 64–67.

Ланцош К. Практические методы прикладного анализа. Москва : Физматгиз, 1961. 284 с.

Лебедев В. Л., Айзатуллин Т. А., Хайлов К. М. Океан как динамическая система. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1974. 203 с.

Лебедева Л. П. Продукция детрита в планктонных сообществах тропических районов Тихого океана // Биодифференциация осадочного вещества в морях и океанах. Ростов на Дону, 1986. С. 117–122.

Линник П. Н. Формы миграции тяжёлых металлов и их действие на гидробионтов // Экспериментальная водная токсикология. 1986. № 11. С. 114–154.

Лисицын А. П. Лавинная седиментация в океане. Ростов на Дону : Изд-во Ростовского ун-та, 1982. С. 3–58.

Лисицын А. П., Виноградов М. Е. Глобальные закономерности распределения жизни в океане и биогеохимия взвеси и донных осадков // Биогеохимия океана. Москва : Наука, 1983. С. 112–127.

Любимова С. А. Сорбция ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs донными отложениями пресноводного озера // Радиоэкология водных организмов. Рига : Зинатне, 1973. Ч. 2. С. 98–101.

Макарова Н. П. О методах изучения плотностной регуляции функций у гидробионтов и интерпретации данных // Экология моря. 1984. Вып. 18. С. 88–93.

Малахова Л. В. Содержание и распределение хлорорганических ксенобиотиков в компонентах экосистем Чёрного моря : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.17. Севастополь, 2006. 24 с.

Малахова Л. В., Егоров В. Н., Малахова Т. В. Хлорорганические соединения в компонентах экосистем севастопольских бухт, морской акватории природного заповедника «Мыс Мартьян» и Ялтинского порта // Вода: химия и экология. 2019. № 1– 2. С. 57–62.

Матишов Г. Г., Буфетова М. В., Егоров В. Н. Нормирование потоков поступления тяжелых металлов в Азовское море // Наука Юга России. 2017. Т. 13, № 1. С. 44–58.

Матишов Г. Г., Польшин В. В., Ильин Г. В., Новенко Е. Ю., Карагеоргис А. Закономерности литохимии и палинологии современных донных отложений Азовского моря // Вестник Южного научного центра. 2006. Т. 2, № 4. С. 38–51.

Международное морское право / Гуреев С. А., Зенкин И. В., Иванов Г. Г.; отв. ред. С. А. Гуреев; 2-е изд. Москва : Юр. норма, ИНФРА-М Издат. дом, 2011. 432 с.

Меншуткин В. В., Финенко З. З. Математическое моделирование процесса развития фитопланктона в условиях океанического апвеллинга // Труды Института океанологии АН СССР. 1975. Т. 102. С. 175–183.

Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / под ред. А. Н. Марея, А. С. Зыковой. Москва : M3 СССР, 1980. 356 с.

Мильчакова Н. А., Миронова Н. В., Рябогина В. Г. Морские растительные ресурсы // Промысловые биоресурсы Чёрного и Азовского морей / ред. В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская, Г. Е. Шульман, Ю. А. Загородняя. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. С. 237–248.

Миничева Г. Г. Реакция многоклеточных водорослей на эвтрофирование экосистем // Альгология. 1996. Т. 6, № 3. С. 250–257.

Мирзоева Н. Ю., Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г. Содержание ⁹⁰Sr в донных отложениях Черного моря после аварии на Чернобыльской АЭС и его использование в качестве радиотрассера для оценки скорости осадконакопления // Системы контроля окружающей среды: средства и мониторинг. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2005. С. 276–282.

Мирзоева Н. Ю., Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Дозовые нагрузки от излучений аварийных ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr на гидробионтов пруда-охладителя ЧАЭС, Киевского и Северо-Крымского Каховского водохранилищ, канала И Черного моря // Радиоэкологический Черного на чернобыльскую отклик моря аварию / под ред. Г. Г. Поликарпова, В. Н. Егорова. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. C. 362-369.

Мирзоева Н. Ю., Гулин С. Б., Архипова С. И., Коркишко Н. Ф., Мигаль Л. В., Мосейченко И. Н., Сидоров И. Г. Потоки миграции и депонирования послеаварийных радионуклидов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в различных районах Черного моря (элементы биогеохимических циклов) // Наукові праці: науково-методичний журнал. Серія «Техногенна безпека». 2013. Вип. 198, т. 210. С. 45–51.

Мирзоева Н. Ю., Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Архипова С. И, Коркишко Н. Ф. Радиоэкологический мониторинг водных экосистем севастопольских бухт после аварии на ЧАЭС // Чтения памяти Н. В. Тимофеева-Ресовского: 100-летию со дня рождения Н. В. Тимофеева-Ресовского посвящается. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика. 2000. С. 131–138.

Мирзоева Н. Ю., Архипова С. И., Коркишко Н. Ф., Мигаль Л. В. Сравнительная оценка распределения ⁹⁰Sr в гидробионтах водоемов ближних и значительно удаленных от аварийной ЧАЭС // Проблемы биологической океанографии XXI века : тез. докл. Междунар. науч. конф., посвящ. 135-летию ИнБЮМ, 19–21 сентября 2006 г., Севастополь. Севастополь, 2006. С. 103.

Морозов Н. П. Химические элементы в гидробионтах и пищевых цепях // Биогеохимия океана. Москва : Наука, 1983. С. 128–164.

М-МВИ-539-03. Методика выполнения измерений массовой концентрации Al, Fe, Cd, Co, Mn, Cu, Ni, Pb, Ti, Cr, Zn в природной, питьевой и сточных водах атомноабсорбционным методом. Москва : Мониторинг, 2003. 16 с.
М-МВИ-80-2008. Методика выполнения измерений массовой доли элементов в пробах почв, грунта и донных отложениях методами атомно-эмиссионной спектрометрии и атомно-абсорбционной спектрометрии. Санкт-Петербург : Мониторинг, 2008. 17 с.

Налимов В. В. Теория эксперимента. Москва : Наука, 1971. 207 с.

Нелепо Б. А. Ядерная гидрофизика. Москва : Атомиздат, 1970. 224 с.

Несмеянов А. Н. Радиохимия. Москва : Химия, 1978. 560 с.

Нечаев Л. Н., Ляпин Е. Н., Гусев Д. И. и др. Кинетика обмена некоторых радиоактивных изотопов в тканях рыб при различном температурно-солевом режиме // Биологическое действие внешних и внутренних источников радиации. Москва : Медицина, 1972. С. 348–352.

Овсяный Е. И., Артеменко В. М., Романов А. С., Орехова Н. А. Сток реки Черной как фактор формирования водно-солевого режима и экологического состояния Севастопольской бухты // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. науч. тр. / НАН Украины, Мор. гидрофиз. ин-т. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. Вып. 15. С. 57–65.

Овсяный Е. И., Романов А. С., Миньковская Р. Я., Красновид И. И., Озюменко Б. А., Цымбал И. М. Основные источники загрязнения морской среды Севастопольского региона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. науч. тр. / НАН Украины, Мор. гидрофиз. ин-т. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2001. Вып. 2. С. 138–152.

Одум Ю. Экология : в 2-х т. : пер с англ. / под ред. В. Е. Соколова. Москва : Мир, 1986. Т. 1. 328 с. ; Т. 2. 376 с.

Озмидов Р. В. Горизонтальная турбулентность и турбулентный обмен в океане. Москва : Наука, 1968. 199 с.

Озмидов Р. В. Перемежаемость гидрофизических параметров и её роль в формировании особенностей гидрохимических и гидробиологических полей океана // Антропогенная эвтрофикация и изменчивость экосистем Чёрного моря : материалы Междунар. симп., Москва, 16–19 окт. 1984. Москва, 1986. С. 9–18.

Основы биологической продуктивности Черного моря / под ред. В. Н. Грезе. Киев : Наукова думка, 1979. 387 с.

Остерберг В. Г., Пирси Х. К. Радиоактивность и пищевые цепи в океане // Вопросы радиоэкологии. Москва : Атомиздат, 1971. С. 240–252.

Павлова Е. В. Движение перидиниевых водорослей // Экологическая физиология морских планктонных водорослей. Киев : Наукова думка, 1971. С. 143–167.

Пархоменко А. В., Егоров В. Н. Кинетика обмена ⁸⁶Rb и ¹³⁷Cs у морских бактерий // Гидробиологический журнал. 1979. Т. 15, вып. 5. С. 94–100.

Пархоменко А. В., Кривенко О. В. Оценка биомассы фитопланктона в Черном море за период 1948–2001 гг. // Промысловые ресурсы Черного и Азовского морей / ред. В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская, Г. Е. Шульман, Ю. А. Загородняя; НАН Украины, Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. С. 237–248.

Парчевский В. П., Бурлакова З. П., Хайлов К. М., Ланская Л. А. Влияние плотности популяций морских одноклеточных водорослей на накопление радионуклидов // Экология. 1977. № 3. С. 96–98.

Патин С. А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. Москва : Пищевая промышленность, 1979. 304 с.

Паттон А. Энергетика и кинетика биохимических процессов. Москва : Мир, 1968. 159 с.

Перерва В. М., Лялько В. И., Шпак В. Ф. Флюїдопровідні структури і нафтогазоносність Азово-Чорноморського регіону // Доп. НАН України. 1997. № 4. С. 136–139.

Петипа Т. С. Трофодинамика копепод в морских планктонных сообществах: закономерности потребления пищи и превращения энергии у особи / ред. К. Б. Беклемишев. Киев : Наукова думка, 1981. 242 с.

Пионтковский С. А., Егоров В. Н., Иванов В. Н. Опыт использования цинка-65 для изучения ритма питания планктонных ракообразных // Экология моря. 1983. Вып. 15. С. 84–88.

ПНД Ф 16.1:2.23-2000. Определение содержания ртути в почве, донных отложениях и горных породах. Москва : Росприроднадзор, 2005. 8 с.

ПНД Ф 14.1:2:4.140-98. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовых концентраций Be, V, Bi, Cd, Co, Cu, Mo, As, Ni, Sn, Pb, Se, Ag, Sb, Cr в питьевых, природных и сточных водах методом атомноабсорбционной спектрометрии с электротермической атомизацией. Москва : Росприроднадзор, 2013. 22 с.

Поликарпов Г. Г. Материалы по коэффициентам накопления P^{32} , S^{35} , Sr^{90} , Y^{91} , Cs^{137} и Ce^{144} в морских организмах // Труды Севастопольской биологической станции. 1961. Т. 14. С. 314–328.

Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов / под ред. В. П. Шведова. Москва : Атомиздат, 1964. 295 с.

Поликарпов Г. Г. Проблемы радиационной и химической экологии морских организмов // Океанология. 1967. Т. 7, № 4. С. 561–570.

Поликарпов Г. Г. Радиационная защита биосферы, включая *Homo sapiens*: выбор принципов и поиски решения // Морской экологический журнал. 2006. Т. 5, № 1. С. 16–34.

Поликарпов Г. Г. Экстремальная жизнь и создаваемая ею самой себе область жизни в батиали Черного моря // Морской экологический журнал. 2012. Т. 11, № 3. С. 5–14.

Поликарпов Г. Г., Бачурин А. А. Накопление стронция и кальция родственными организмами в различных физико-географических условиях Мирового океана // Морская радиоэкология / под ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1970. С. 244–248.

Поликарпов Г. Г., Зайцев Ю. П. Горизонты и стратегия поиска в морской биологии : доклад на Президиуме АН УССР, 16 мая 1968 г. / АН УССР, Ин-т биологии южных морей им. А. О. Ковалевского. Киев : Наукова думка, 1969. 31 с.

Поликарпов Г. Г., Зесенко А. Я., Любимов А. А. Динамика физико-химического превращения радионуклидов многовалентных элементов в среде и накопление их гидробионтами // Радиационная и химическая экология гидробионтов / под ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1972. С. 5–42.

Поликарпов Г. Г., Зесенко А. Я., Егоров В. Н., Назаров А. Б. Применение радиоизотопных методов в исследовании продукционных процессов и динамики органического вещества в океане // Морские гидрофизические исследования. 1976. № 3 (74). С. 116–124.

Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохемоэкология. Москва : Энергоатомиэдат, 1986. 176 с.

Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Левченко И. А. Динамические аспекты надежности морских экологических систем // Надежность и гомеостаз биологических систем : сб. науч. тр. Киев, 1987а. С. 175–180.

Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е., Демина Н. В., Терещенко Н. Н. Радиоэкологические параметры накопления и выведения ¹³⁷Сs донными отложениями черноморского лимана (в лабораторных условиях) // Доклады АН УССР. Сер. Б. 1987б. № 5. С. 74–76.

Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Зесенко А. Я., Светашева С. К. Превращение химических форм йода черноморскими водорослями-макрофитами и биотрансформационная способность морских фитоценозов // Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма : тез. науч.-практ. конф., посвящ. 200-летию городе-героя Севастополя. Севастополь, 1983. С. 127–128.

Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Лазоренко Г. Е., Кулев Ю. Д. Математическое описание кинетики взаимодействия поверхностного слоя донных отложений с радионуклидами в водной среде // Доклады НАН Украины. 1995. № 5. С. 148–152.

Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е., Терещенко Н. Н., Мирзоева Н. Ю., Егоров В. Н. Дозовые нагрузки излучений ²¹⁰Po, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ^{238,239,240}Pu на морскую и пресноводную биоту в Украине // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / под ред.

В. И. Мигунова, А. В. Трапезникова. Екатеринбург : Изд-во Уральского ун-та. 2007. Вып. 11. С. 3–16.

Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Гулин С. Б. Вернадскология: роль в формировании морской радиохемоэкологии и в реализации программы устойчивого развития акваторий // Современные проблемы генетики, радиобиологии, радиоэкологии и эволюции : крымский симп., Алушта 9–14 окт. 2010 г. : в 2-х т. / отв. ред.: В. Л. Корогодина, К. Мотерсил, К. Сеймур. Дубна : ОИЯИ, 2012. Т. 2. С. 83–113.

Попов Н. И. Химические аспекты морской радиоэкологии // Радиоэкология. Москва : Атомиздат, 1971. С. 385–395.

Попов Е. П. Теория линейных систем автоматического регулирования и управления. Москва : Наука, 1978. 256 с.

Попов Н. И., Федоров К. Н., Орлов В. М. Морская вода : справочное руководство. Москва : Наука, 1979. 327 с.

Поповичев В. Н., Егоров В. Н. Кинетические характеристики парентерального и алиментарного поглощения ¹³⁷Cs черноморскими идотеями // Экология моря. 1987. Вып. 27. С. 68–72.

Поповичев В. Н., Егоров В. Н. Поглощение минерального фосфора взвешенным веществом фотического слоя // Молисмология Чёрного моря. Киев : Наукова думка. 1992. С. 62–69.

Поповичев В. Н., Егоров В. Н. Биотический обмен минерального фосфора в эвфотической зоне западной части Черного моря // Чтения памяти Н. В. Тимофеева-Ресовского: 100–летию со дня рождения Н. В. Тимофеева-Ресовского посвящается. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000. С. 140–158.

Поповичев В. Н., Егоров В. Н. Фосфорный обмен природной взвеси в зоне смешения Дунай – Чёрное море // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. науч. тр. / НАН Украины, Морской гидрофиз. ин-т. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. Вып. 8. С. 98–104.

Поповичев В. Н., Егоров В. Н. Обмен минерального фосфора взвешенным веществом в фотической зоне Чёрного моря // Радиоэкологический отклик Чёрного моря на Чернобыльскую аварию. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. Гл. 6. С. 548–574.

Поспелова Н. В., Нехорошев М. В. Содержание каротиноидов в системе «взвешенное вещество – мидия – биоотложения мидий» // Экология моря. 2003. Вып. 64. С. 62–66.

Предельно допустимые сбросы (ИДС) загрязняющих веществ в водные объекты : метод, указания по эколого-токсикологическому нормированию / Сост.: Е. В. Рябухина, О. Ф. Куклева, О. А. Стойкова ; Яросл. гос. ун-т. Ярославль : ЯрГУ, 2005. 40 с.

Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов / пер. с англ. ; под ред. Ю. А. Израэля. Москва : Мир, 1968. 344 с.

Радиационная и химическая экология гидробионтов / под ред. Г. Г. Поликарпова. Киев : Наукова думка, 1972. 118 с.

Радиоактивные загрязнения внешней среды / под ред. В. П. Шведова, С. И. Широкова. Москва : Атомиздат, 1962. 233 с.

Радиохемоэкология Черного моря / под ред. Г. Г. Поликарпова, Н. С. Рисика. Киев : Наукова думка, 1977. 231 с.

Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию / под ред. Г. Г. Поликарпова, В. Н. Егорова. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. 667 с.

Раймонт Дж. Планктон и продуктивность океана. Т. 1. Фитопланктон / пер. с англ. Москва : Легкая и пищ. пром-сть. 1983. 568 с.

Ревков Н. К. Макробентос украинского шельфа Черного моря // Промысловые ресурсы Черного и Азовского морей / ред.: В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская, Г. Е. Шульман, Ю. А. Загородняя; НАН Украины, Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. С. 140–162.

Реймерс Н. Ф. Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотезы). Москва : Изд-во журнала «Россия молодая», 1994. 367 с.

Рисик Н. С. Микрораспределение и накопление урана в морских организмах : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Севастополь, 1970. 32 с.

Рожанская Л. И. Микроэлементы в планктоне и рыбах западной части Чёрного моря // Экология моря. 1983. Вып. 12. С. 22–30.

Романкевич Е. А. Геохимия органического вещества в океане. Москва : Наука, 1977. 256 с.

Рудяков Ю. А, Цейтлин В. Б. Скорость пассивного погружения планктонных организмов // Океанология. 1980. Т. 20, вып. 5. С. 732–738.

Русанов И. И. Микробная биогеохимия цикла метана глубоководной зоны Черного моря : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.07. Москва, 2007. 24 с.

Сажина Л. И. Плодовитость, скорость роста некоторых копепод Атлантического океана // Биология моря. 1980. Вып. 3. С. 56–61.

Сказкина Е. П., Данилевский Н. Н. Об использовании хамсой кормовой базы Черного моря // Труды ВНИРО. 1976. Т. 116, вып. 2. С. 36–42.

Скопинцев Б. А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус). Ленинград : Гидрометеоиздат, 1950. 290 с. (Труды Гос. океанографического института ; вып. 17 (29).

Скопинцев Б. А. Формирование современного химического состава вод Черного моря. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1975. 336 с.

Скопинцев Б. А., Губин Ф. А., Воробьёва Р. В., Вершинина О. А. Солевой состав воды Чёрного моря // Доклады АН СССР. 1958. Т. 119, № 1. С. 476–479.

Скульский И. А., Любимов А. А., Глазунов В. В. Процессы гидролиза и адсорбции // Хеморадиоэкология пелагиали и бентали. Киев : Наукова думка, 1974. С. 192–201.

Соломонова Е. С., Акимов А. И. Соотношение мертвой и живой компоненты взвесей в культурах микроводорослей в зависимости от стадии роста и освещенности // Морской экологический журнал. 2014. Т. 13, № 1. С. 39–44.

Сорокин Ю. И. Черное море: природа, ресурсы. Москва : Наука, 1982. 215 с.

Сорокин Ю. И., Авдеев В. А. Потребление и время оборота фосфата в водах Черного моря // Изменчивость экосистемы Черного моря: естественные и антропогенные факторы. Москва : Наука, 1991. С. 153–157.

Сорокина Н. А. Влияние содержания биомассы планктона на корреляцию между прозрачностью и плотностью вод океана // Взаимодействие между водой и живым веществом : тр. Междунар. симпоз, Одесса, 6–10 окт. 1975 г. Москва : Наука, 1979. Т. 1. С. 34–38.

Справочник по ядерной физике / пер. с англ.; под ред. Л. А. Арцимовича. Москва : Гос. изд-во физ.-мат. лит-ры, 1963. 631 с.

Старик И. Е. Основы радиохимии. Москва ; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1960. 459 с.

Стельмах Л. В. Закономерности роста фитопланктона и его потребления микрозоопланктоном в Черном море : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.02.10. Севастополь, 2017. 42 с.

Стельмах Л. В., Бабич И. И. Сезонная изменчивость отношения органического углерода к хлорофиллу «а» и факторы, ее определяющие в фитопланктоне прибрежных вод Черного моря // Морской экологический журнал. 2006. Т. 5, № 2. С. 74–87.

Стецюк А. П., Егоров В. Н. Способность морских взвесей концентрировать ртуть в зависимости от ее содержания в акваториях шельфа // Системы контроля окружающей среды. 2018. Вып. 13 (33). С. 123–132.

Стокозов Н. А. Долгоживущие радионуклиды ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в Черном море после аварии на Чернобыльской АЭС и их использование в качестве трассеров процессов водообмена : автореф. дис. ... канд. геогр. наук : 11.00.08. Севастополь, 2003. 21 с.

Стокозов Н. А. Морфометрические характеристики Севастопольской и Балаклавской бухт // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. науч. тр. / НАН Украины, Мор. гидрофиз. ин-т. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2010. Вып. 23. С. 198–208.

Стокозов Н. А., Гулин С. Б., Мирзоева Н. Ю. Содержание ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs на взвешенном веществе и в донных отложениях Черного моря после аварии на Чернобыльской АЭС / Радиоэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / под ред. Г. Г. Поликарпова, В. Н. Егорова. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. С. 266–274.

Стыро Д. Б., Бумялене Ж. В., Каджене Г. И., Клейза И. В., Лукинскине М. В., Погребняк Е. В. Объемная активность радионуклидов искусственного происхождения в поверхностных водах Балтийского моря в августе – декабре 1988 г. // Атомная энергия. 1991. Т. 70, вып. 6. С. 405–408.

Стокозов Н. А., Егоров В. Н., Мирзоева Н. Ю. Оценки крупномасштабного вертикального водообмена в Чёрном море с использованием ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в качестве трассеров // Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию / под ред. Г. Г. Поликарпова, В. Н. Егорова. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. С. 448–453.

Сукальская С. Я., Лихтарев И. А. Об экспериментальном моделировании и математическом описании обмена радионуклидов в системе «водная среда – гидробионт» // Гидробиологический журнал. 1976. Т. 12, № 4. С. 55–62.

Сущеня Л. М. Интенсивность дыхания ракообразных. Киев : Наукова думка, 1972. 193 с.

Тамонтьев В. П., Бруевич С. В. Стронций в водах Тихого и Индийского океанов и Чёрного моря // Труды Ин-та океанологии АН СССР. 1964. Т. 17. С. 137–142.

Терещенко Н. Н. Аккумулирование изотопов плутония гидробионтами Черного моря // Тезисы докладов V Съезда по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность), 10–14 апреля 2006 г., Москва, 2006. Т. II (Секции VI–IXA). С. 48.

Терещенко Н. Н. Изучение содержания радионуклидов плутония в донных отложениях Стрелецкой бухты // Радиационная безопасность территорий. Радиоэкология города : тез. докл. Междунар. конф., 24–26 ноября 2003 г., Москва. Москва : Изд-во Рос. ун-та дружбы народов, 2003. С. 46–47.

Терещенко Н. Н. Радионуклиды плутония в компонентах прибрежных черноморских экосистем в акватории Севастополя // Наукові записки Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія. 2005. Спец. вип.: Гідроекологія, № 4 (27). С. 243–247.

Терещенко Н. Н., Егоров В. Н. Кинетические закономерности поглощения и выведения фосфора черноморской зеленой водорослью *Ulva rigida* Ag. // ДАН УССР. Сер. Б. 1985. № 1. С. 79–82.

Терещенко Н. Н., Егоров В. Н. Кинетические характеристики поглощения и выведения фосфора зеленой водорослью *Ulva rigida* Ag. // Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части

Крыма: тез. науч.-практ. конф., посвящ. 200-летию города-героя Севастополя. Севастополь, 1983. С. 185–186.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Ботанический журнал. 1957. Т. 42, № 2. С. 161–194.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск, 1963. 78 с. (Труды / Институт биологии УФ АН СССР ; вып. 30).

Тимофеева-Ресовская E. A., Попова Э. И., Поликарпов Γ.Γ. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. I. Концентрация радиоактивных изотопов фосфора, цинка, стронция, рутения, цезия и церия разными видами пресноводных моллюсков // Бюллетень МОИП. Отделение биологии. 1958. Т. 63, вып. 3. С. 65-78.

Тимощук В. И., Кулебакина Л. Г., Филиппов И. А., Распределение стронция-90 в поверхностном слое Средиземного моря // Радиоэкологические исследования Средиземного моря. Киев : Наукова думка, 1970. С. 150–156.

Титлянова А. А., Иванов В. И. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации // Доклады АН СССР. 1961. Т. 136, № 3. С. 721–722.

Трапезников А. В., Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Трапезникова В. Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Екатеринбург : Изд-во Уральского ун-та, 2007. Т. 1. 480 с.

Трошин А. С. О связанном и свободном натрии в скелетных мышцах лягушки // Биофизика. 1957. Т. 2, вып. 5. С. 617–627.

Унифицированные методы мониторинга фонового загрязнения природной среды. Москва : Гидрометеоиздат, 1986. С. 82–95.

Урбах В. Ю. Биометрические методы. Москва : Наука, 1964. 362 с.

Фаулер С. Х., Бенайен Ж. Влияние факторов окружающей среды на поток селена через морские организмы // Взаимодействие между водой и живым веществом : труды Междунар. симпоз., Одесса, 6–10 окт. 1975 г. Москва : Наука, 1979. Т. 1. С. 118–128.

Финенко З. З., Ланская Л. А. Рост и скорость деления водорослей в лимитированных объемах воды // Экологическая физиология морских планктонных водорослей. Киев : Наукова думка, 1971. С. 22–49.

Финенко З. З., Крупаткина-Акинина Д. К. Влияние неорганического фосфора на скорость роста диатомовых водорослей // Биологическая продуктивность южных морей. Киев : Наукова думка, 1974. С. 120–135.

Финенко З. З., Чурилова Т. Я., Суслин В. В. Оценка биомассы фитопланктона и первичной продукции в Черном море по спутниковым данным // Промысловые ресурсы Черного и Азовского морей / ред. В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская, Г. Е. Шульман, Ю. А. Загородняя; НАН Украины, Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. С. 237–248.

Финкельштейн М. С., Проненко С. М. Тенденция многолетних изменений концентрации фосфатов в западной части Черного моря // Экология моря. 1991. Вып. 39. С. 1–5.

Формы элемента и радионуклидов в морской воде. Москва : Наука, 1974. 173 с.

Хайлов К. М. Трофодинамика и биохимия в эволюции морской экологии // Биохимическая трофодинамика в морских прибрежных экосистемах. Киев : Наукова думка, 1974. С. 3–13.

Хайлов К. М., Монина Т. Л. Органотрофия у морских макрофитов как функция плотности их популяций в условиях эксперимента // Биология моря. 1976. № 6. С. 29–34.

Хайлов К. М., Попов А. Е. Концентрация живой массы как регулятор функционирования водных организмов // Экология моря. 1983. Вып. 15. С. 3–16.

Хатчинсон Д. Лимнология. Москва : Мир. 1969. 591 с.

Хорн Р. Морская химия. Москва : Мир, 1972. 400 с.

Цейтлин В. Б. Расчёт величины потока органического вещества, поступающего на дно океана // Биогеохимия приконтинентальных районов океана : тез. докл. Всесоюз. совещ., Нальчик, 24 окт. – 2 сент., 1984 г. Москва : Наука, 1984. С. 19.

Цыцугина В. Г., Лазоренко Г. Е. Роль митотического деления в поглощении биогенных элементов природными популяциями фитопланктона // Экология моря. 1983. Вып. 12. С. 30–34.

Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / под ред. Ю. А. Израэля. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1990. 296 с.

Шведов В. П., Патин С. А. Радиоактивность морей и океанов. Москва : Атомиздат, 1968. 288 с.

Шнюков Е. Ф., Зиборов А. П. Минеральные богатства Чёрного моря // Отделение морской геологии и осадочного рудообразования НАН Украины. Киев : Карбон ЛТД, 2004. С. 277.

Шнюков Е. Ф., Старостенко В. И., Гожик П. Ф., Клещенко С. А. и др. О газоотдаче дна Чёрного моря // Геологический журнал. 2001. № 4. С. 7–14.

Шульгина Е. Ф., Куракова Л. В., Куфтаркова Е. А. Химизм вод шельфовой зоны Чёрного моря при антропогенном воздействии. Киев : Наукова думка, 1978. 124 с. Шульман Г. Е. Белковый рост и накопление энергетических резервов – две стороны проблемы роста рыб // Энергетические аспекты роста и обмена водных животных : тез. докл. Всесоюз. симп., Севастополь, 9–11 окт. 1972 г. Киев : Наукова думка, 1972. С. 259–260.

Юнев О. А. Оценка многолетних изменений годовой первичной продукции фитопланктона различных районов черноморского шельфа // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. науч. тр. / НАН Украины, Морской гидрофиз. ин-т. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. Вып. 25. С. 311–326.

Amiard J. C., Amiard-Triquet C., Berthet B., Métayer C. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, lead, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. I. Field study // Marine Biology. 1986. Vol. 90, iss. 3. P. 425–431. <u>https://doi.org/10.1007/BF00428566</u>

Ancellin J., Guegueniat P., Germain P. Radioécologie Marine. Étude du Devenir des Radionucléides Rejetés en Milieu Marin et Applications à la Radioprotection. Paris : Eyrolles, 1979. 256 p.

Atkins G. L. Multicompartment Models for Biological Systems. London : Methuen, 1969. 153 p.

Baxter M. S. The disposal of high-activity nuclear wastes in the oceans // Marine Pollution Bulletin. 1983. Vol. 14, no. 4. P. 126–132.

Beasley T. M., Lorr H. V., Conor J. J. Biokinetic behavior of technetium in the red abalone, *Haliotis rufescens*: A reassessment // Health Physics. 1982. Vol. 43, no. 4. P. 501–507. https://doi.org/10.1097/00004032-198210000-00004

Belyayev S. T., Borovoy A. A., Demin V. F., Rimsky-Korsakov A. A., Kheruvimov A. N. The Chernobyl source term // Proceedings of the Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxembourg, 1–5 Oct., 1990. [Luxembourg], 1991. Vol. 1. P. 72–91. ("Radiation protection – 53", Report EUR 13574).

Berman M. Compartmental analysis in kinetics // Computer in Biomedical Research / Eds: R. W. Stacy, B. Waxman. New York : Academic Press, 1965. Vol. 2. P. 173–201.

Bergner P. E. On relation between bioaccumulation and weight of organisms // Ecological Modelling. 1985. Vol. 27, iss. 3–4. P. 207–220. <u>https://doi.org/10.1016/0304-3800(85)90003-1</u>

Bernhard M. The utilization of simple models in radioecology // Marine Radioecology Symposium, Hamburg, F. R. Germany, 20–24 Sept., 1971. Paris : Organization for Economic Co-operation and Development, European Nuclear Energy Agency, 1971. P. 129–163.

Bernhard M., Bruschi A., Möller F. Use of compartmental models in radioecological laboratory studies // Design of Radiotracer Experiments in Marine Biological Systems. Vienna : IAEA, 1975. P. 241–289.

Bhat S. J., Krishnaswamy S., Lal D., Rama, Moore W. S. ²³⁴Th/²³⁸U ratios in the ocean // Earth and Planetary Letters. 1968. Vol. 5. P. 483–491. <u>https://doi.org/10.1016/S0012-821X(68)80083-4</u>

Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis / Ed.: L. D. Mee. New York : UN Publ., 1997. 142 p.

Bloom S. G., Raines D. L. Mathematical models for predicting the transport of radionuclides in a marine environment // BioScience. 1971. Vol. 21, no. 12. P. 691–696. https://doi.org/10.2307/1295750

Bodeanu N. Algal blooms and development of the main phytoplanktonic species at the Romanian Black Sea littoral in conditions of intensification of the eutrophication process // Marine Coastal Eutrophication : Proceedings of an International Conference, Bologna, Italy, 21–24 March, 1990. Amsterdam : Elsevier Sci., 1992. P. 891–906. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-89990-3.50077-8

Bopaiah A. B. Microbial synthesis of macroparticulate matter // Marine Ecology Progress Series. 1985. Vol. 20. P. 241–251. <u>https://doi.org/10.3354/meps020241</u>

Bowen H. J. M. Environmental Chemistry of the Elements. London ; New York : Academic Press, 1979. 333 p.

Breittmayer J. P., Zsurger N. V. Accumulation du mercure dans les organes de la moule: Effets de la dose contaminante et de la taille des organismes // Revue Internationale d'Océanographie Médicale. 1983. Vol. 70–71. P. 87–97.

Brown M. P., McLaughlin J. A., O'Connor J. M., Wyman K. A mathematical model of PCB bioaccumulation in plankton // Ecological Modelling. 1982. Vol. 15, iss. 1. P. 29–47. https://doi.org/10.1016/0304-3800(82)90066-7

Brownell G. L., Berman M., Robertson J. Nomenclature for tracer kinetics // The International Journal of Applied Radiation and Isotopes. 1968. Vol. 19, iss. 3. P. 249–262. https://doi.org/10.1016/0020-708X(68)90022-7

Brunel L., Dauta A., Guerri M. M. Croissance algale: Validation d'un modèle à stock à l'aide de données expérimentales // Annales de Limnologie. 1982. Vol. 18, no. 2. P. 91–99. https://doi.org/10.1051/limn/1982016

Bryan G. W. Heavy metal contamination in the sea // Marine Pollution / Ed.: R. Johnston. London ; New York ; San Francisco : Academic Press, 1976. P. 185–302.

Brzezińska A., Trzosińska A., Zmijewska W., Wódkiewicz L. Trace metals in suspended matter and surficial bottom sediments from the Southern Baltic // Oceanologia. 1984. Vol. 18. P. 59–77.

Burmaster D. E., Chisholm S. W. A comparison of two methods for measuring phosphate uptake by *Monochrysis lutheri* Droop grown in continuous culture // Journal of Experimental

Marine Biology and Ecology. 1979. Vol. 39, iss. 2. P. 187–202. <u>https://doi.org/10.1016/0022-0981(79)90013-3</u>

Champ M. A., Park P. K. Global Marine Pollution Bibliography: Ocean Dumping of Municipal and Industrial Wastes. New York : IFI/Plenum Data Company, 1982. 399 p.

Clerck R., Guns M., Vyncke W., Van Hoeyweghen P. La teneur en métaux lourds dans le cabillaud, le flet et la crevette des eaux cotières belges // Revue de l'Agriculture. 1984. Vol. 37, no. 4. P. 1079–1086.

Conover R. J., Francis V. The use of radioactive isotopes to measure the transfer of materials in aquatic food chains // Marine Biology. 1973. Vol. 18, iss. 4. P. 272–283.

Cranmore G., Harrison F. L. Loss of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co from the oyster *Crassostrea gigas* // Health Physics. 1975. Vol. 28, no. 4. P. 319–333.

Davies A. G. The kinetics of and a preliminary model for the uptake of radio-zinc by *Phaeodactylum tricornutum* in culture // Radioactive Contamination of the Marine Environment : Proceeding of a Symposium. Seattle, 10–14 July, 1972. Vienna, 1973. P. 403–421.

Chabert D. Bioaccumulation du cadmium chez un mollusque bivalve: *Cerastoderma glaucum*, Poiret 1789, après contamination // Vie Marine. 1984. Vol. 6. P. 57–61.

Downs J. N., Lorenzen C. J. Carbon: Pheopigment ratios of zooplankton fecal pellets as an index of herbivorous feeding // Limnology and Oceanography. 1985. Vol. 30, iss. 5. P. 1024–1036. <u>https://doi.org/10.4319/lo.1985.30.5.1024</u>

Droop M. R. Organic micronutrients // Physiology and biochemistry of algae / Ed.: R. A. Levin. New York : Academic Press. 1962. P. 141–159.

Droop M. R. The nutrient status of algal cells in continuous culture // Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 1974. Vol. 54, iss. 4. P. 825–855. https://doi.org/10.1017/S002531540005760X

Duke T., Willis J., Price T., Fischler K. Influence of environmental factors on the concentrations of ⁶⁵Zn by an experimental community // Symposium on Radioecology : Proceedings of the 2nd National Symposium, Ann Arbor, Michigan, 15–17 May, 1967 / Eds: D. J. Nelson, F. C. Evans. Vienna : United States Atomic Energy Commission, 1969. P. 355–362.

Dugdale R. C. Nutrient limitation in the sea: Dynamics, identification and significance // Limnology and Oceanography. 1967. Vol. 12, iss. 4. P. 685–695. https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.4.0685

Egorov V. N., Polikarpov G. G., Stokozov N. A., Mirzoyeva N. Yu. Estimation and prediction of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs outflow from the Black Sea via the Bosporus Strait after the NPP Chernobyl accident // Morskoj Ekologicheskij Zhurnal. 2005. Vol. 4, no. 4. P. 33–41.

Egorov V. N., Polikarpov G. G., Stokozov N. A., Kulebakina L. G., Lazorenko G. E., Mirzoeva N. Yu. Some data on the fate of ⁹⁰Sr in the aquatic system, including the region Chernobyl NPP accident, the Black Sea and the Aegean Sea // Proceedings of the Seminar "European Commission Radiation Protection 70": The Radiological Exposure of the Population of the European Community to Radioactivity in the Mediterranean Sea. MARINA-MED project, 17–19 May, 1994, Rome (Italy). Rome, 1994. P. 557–583.

Egorov V. N., Povinec P. P., Polikarpov G. G., Stokozov N. A., Gulin S. B., Kulebakina L. G., Osvath I. ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs effects in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident inventories, balance and tracer applications // International Scientific Co-operation Radiological Impact Assessment in the South-Eastern Mediterranean Area. Thessaloniki, 1999. Vol. 2. P. 104–129.

Egorov V. N., Stokozov N. A., Mirzoeva N. Yu. Long-term post-Chernobyl ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs profiles as the indicators of the large scale vertical water mixing in the Black Sea // International Conf. on the Study of Environmental Change Using Isotope Techniques : Book of Extended Synopses, Vienna, Austria, 23–27 Apr., 2001. Vienna, 2001. P. 182–184.

Elder D. L., Fowler S. W., Polikarpov G. G. Remobilization of sediment-associated PCBs by the worm *Nereis diversicolor //* Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 1979. Vol. 21, iss. 1. P. 448–452. <u>https://doi.org/10.1007/bf01685451</u>

Eppley R. W., Peterson B. J. Particulate organic matter flux and planktonic new production in the deep ocean // Nature. 1979. Vol. 282, no. 5740. P. 677–680. http://doi.org/10.1038/282677a0

Evans D. W., Kathman R. D., Walker W. W. Trophic accumulation and depuration of mercury by blue crabs (*Callinectes sapidus*) and pink shrimp (*Penaeus duorarum*) // Marine Environmental Research. 2000. Vol. 49, iss. 5. P. 419–434. https://doi.org/10.1016/S0141-1136(99)00083-5

IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine pollution (GESAMP). New York : United Nations, 1977. 35 p. (Reports and Studies ; no. 7).

Florence T. M. Trace element speciation and aquatic toxicology // TrAC Trends in Analytical Chemistry. 1983. Vol. 2, iss. 7. P. 162–166. <u>https://doi.org/10.1016/0165-9936(83)87023-X</u>

Fontane M. A. A new science-marine molysmology // Proceedings of the 2nd International Ocean Development Conference, 05–07 Oct., 1972. Tokyo, 1972. P. 541–552.

Fowler S. W., Guary J. C. High absorption efficiency for ingested plutonium in crabs // Nature. 1977. Vol. 266, no. 5605. P. 827–828. <u>https://doi.org/10.1038/266827a0</u>

Fowler S. W., Small L. F. Sinking rates of euphausiid fecal pellets // Limnology and Oceanography. 1972. Vol. 17, no. 2. P. 293–296. <u>https://doi.org/10.4319/lo.1972.17.2.0293</u>

Fried J. Compartmental analysis of kinetic processes in multicellular systems: A necessary condition // Physics in Medicine & Biology. 1968. Vol. 13, no. 1. P. 31–43. https://doi.org/10.1088/0031-9155/13/1/304

Galli C., Zaretta A. Accumulation of cesium by some marine phytoplankters // Rapports Et Procès-verbaux Des Réunions Commission Internationale Pour L'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée. Monaco. 1979. Vol. 25–26, no. 5. P. 57–61.

Garsia A. P., Fowler S. W. Analysis de microelements en interbeardos marines del Golfo de California // Mem. Cong. Has. Ocean, Mexico. 1972. P. 140–169.

Giammatteo P. A., Schindler J. E., Waldron M. C. et al. Use of equilibrium programs in predicting phosphorus availability // Environmental Biogeochemistry : Proc. of the 5th International Symposium on Environmental Biogeochemistry. Stockholm, 1983. P. 491–501. (Ecological Bulletin (Stockholm) ; 35).

Glass H. J., Garetta A. C. Quantitative analysis of exponential curve fitting for biological applications // Physics in Medicine & Biology. 1967. Vol. 12, no. 3. P. 379–388.

Glasser R. Beitrag zur Frage der Tragerabhangigkeit bei der Anreicherung Radioaktiver Isotope durch Wasserorganismen aus Wasseriger Losung // Biologisches Zentralblatt. 1962. Vol. 81, heft 5. P. 17–27.

Goldberg E. D. The oceans as waste space: The argument // Oceanus. 1981. Vol. 24, no. 1. P. 2–9.

Granstrom M. L., Ahlert K. C., Wlesenfeld I. The relationships between the pollutants in the sediments and in water of the Delaware and Raritan Canal // Water Science & Technology. 1984. Vol. 16, no. 5–7. P. 375–380. <u>https://doi.org/10.2166/wst.1984.0144</u>

Guary J. C., Powler S. W. Elimination et répartition du ²⁴¹Am et du ²³⁷Pu chez le moule *Mytilus galloprovincialis* dans son environnement naturel // Rapports Et Procès-verbaux Des Réunions Commission Internationale Pour L'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, Monaco. 1979. Vol. 25–26, no. 5. P. 53–55.

Gudiksen P. H., Harvey T. F., Lange R. Chernobyl source term, atmospheric dispersion and dose estimation // Health Physics. 1989. Vol. 57, no. 5. P. 697–706. https://doi.org/10.1097/00004032-198911000-00001

Gudiksen P. H., Harvey T. F., Lange R. Chernobyl source term estimation // Proceedings of the Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxembourg, 1–5 Oct., 1990. [Luxembourg], 1991. Vol. 1. P. 93–112. ("Radiation protection – 53", Report EUR 13574).

Gulin S. B. Recent changes of biogenic carbonate deposition in anoxic sediments of the Black Sea: Sedimentary record and climatic implication // Marine Environmental Research. 2000. Vol. 49, no. 4. P. 319–328. <u>https://doi.org/10.1016/S0141-1136(99)00074-4</u>

Gulin S. B., Egorov V. N., Polikarpov G. G., Stokozov N. A., Mirzoyeva N. Yu., Tereschenko N. N., Osvath I. General trends in radioactive contamination of the marine environment from the Black Sea to Antarctic Ocean // The Lessons of Chernobyl: 25 Years Later / Eds: E. B. Burlakova, V. I. Naydich. New York : Nova Science Publ. (USA), 2012. P. 281–299.

Hakonson T. E., Gallegos A. F., Whicker F. W. Cesium kinetics data for estimating food consumption rates of trout // Health Physics. 1975. Vol. 29, no. 2. P. 301–306. https://doi.org/10.1097/00004032-197508000-00009

Harvey R. S. Temperature effects on the maturation of midges (Tendipedidae) and their sorption of radionuclides // Health Physics. 1971. Vol. 20, no. 6. P. 613–616. https://doi.org/10.1097/00004032-197106000-00008

Hattori A. The nitrogen cycle in the sea with special reference to biogeochemical processes // Journal of the Oceanographical Society of Japan. 1982. Vol. 38, no. 4. P. 245–265. https://doi.org/10.1007/BF02111107

Hiyama Y., Shimizu M. On the concentration factors of radioactive J, Co, Fe and Ru in marine organisms // Records of Oceanographic Works in Japan. 1964. Vol. 7, no. 2. P. 43–77.

Kumagai H., Saeki K. The variations with growth in heavy metal contents of rock shell // Nippon Suisan Gakkaishi. 1983. Vol. 49, iss. 12. P. 1917–1920. https://doi.org/10.2331/suisan.49.1917

Hornung H., Krumgalz B. S., Cohen Y. Mercury pollution in sediments, benthic organisms and inshore fishes of Haifa Bay, Israel // Marine Environmental Research. 1984. Vol. 12, iss. 3. P. 191–208. <u>https://doi.org/10.1016/0141-1136(84)90003-5</u>

Hubert M. Dynamik und Stabilität Biologischer Populationen // Allgemeine Forstzeitschrift. 1984. Vol. 39, no. 6. P. 116–121.

Jefferson T., Ferrante J. G. Zooplankton fecal pellets in aquatic ecosystems // Bioscience. 1979. Vol. 29, no. 11. P. 670–677.

Keck G., Raffenot I. Etude éco-toxicologique de la contamination chimique par les PCB dans la rivière du Furans (Ain) // Revue de Médecine Vétérinair. 1979. Vol. 130, no. 3. P. 339–358.

Kepkay P. E. Microbial binding of trace metals and radionuclides in sediments: Results from an *in situ* dialysis technique // Journal of Environmental Radioactivity. 1986. Vol. 3, iss. 2. P. 85–102. <u>https://doi.org/10.1016/0265-931X(86)90030-5</u>

Ketchum B. U., Bowen V. T. Biological factors determining the distribution of radioisotopes in the sea // Proceedings of the 2nd United Nations International Conference of the Peaceful Uses of Atomic Energy, Geneva, 1–3 Sept., 1958. Geneva : United Nations Publ., 1958. Vol. 33: Index of the Proceedings. P. 429–433.

Kinne O. Ethics and eco-ethics // Marine Ecology Progress Series. 1997. Vol. 153. P. 1–3. https://doi.org/10.3354/meps153001

Kowal N. E. Model of elemental assimilation by invertebrates // Journal of Theoretical Biology. 1971. Vol. 31, iss. 3. P. 469–474. <u>https://doi.org/10.1016/0022-5193(71)90022-1</u>

Kuenzler E. J. Zooplankton distribution and isotope turnover during operation swordfish. US AEC Document NYO-3145-1 (New York Operations Office). New York, 1965. 12 p.

Lakshmanan P. T., Nambisan P. N. K. Accumulation of mercury by the mussel *Perna viridis* Linnaeus // Current Science (India). 1979. Vol. 48, iss. 5. P. 672–674.

La Molta E. J., Shich W. K. Diffusion and reaction in biological nitrification // Journal of the Environmental Engineering Division. 1979. Vol. 105, no. 4. P. 655–673.

Lazorenko G. E. Accumulation of ²¹⁰Po by the Black Sea fishes // High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects : Proceedings of the 5th International Conference, Munich (Germany), 4–7 Sept., 2000. [Munich], 2002. Vol. 2. P. 15–18.

McLeese D. W., Ray S. Uptake and excretion of cadmium, CdEDTA, and zinc by *Macoma baltica* // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 1984. Vol. 32, iss. 1. P. 85–92. https://doi.org/10.1007/bf01607469

Levis D. I., Harvey W., Hodson R. E. Application of single- and multiphasic Michaelis – Menten kinetics to predictive modeling for aquatic ecosystems // Environmental Toxicology and Chemistry. 1984. Vol. 3, iss. 4. P. 563–574. <u>https://doi.org/10.1002/etc.5620030406</u>

Lorenzen C. J., Welscheyer N. A., Copping A. E., Vernet M. Sinking rates of organic particles // Limnology and Oceanography. 1983. Vol. 28, iss. 4. P. 766–769. https://doi.org/10.4319/lo.1983.28.4.0766

Lotka A. J. Elements of Physical Biology. Baltimore : Williams & Wilkins Comp., 1925. 495 p.

Lowman F. G., Rice T. R., Richards F. A. Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms // Radioactivity in the Marine Environment. Washington, DC : The National Academies Press, 1971. P. 162–199. <u>https://doi.org/10.17226/18745</u>

Luci C., Jelisavciĉ O. Uptake of ¹³⁷Cs in some marine animals in relation to the temperature, salinity, weight and moulting // Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. 1970. Vol. 50, no. 5. P. 783–796. <u>https://doi.org/10.1002/iroh.19700550506</u>

Maher W. A. Characteristics of selenium in marine animals // Marine Pollution Bulletin. 1985. Vol. 16, iss. 1. P. 33–34. <u>https://doi.org/10.1016/0025-326X(85)90257-7</u>

Mackas D. L., Denman K. L., Abbott M. A. Plankton patchiness: Biology in the physical vernacular // Bulletin of Marine Science. 1985. Vol. 37, iss. 2. P. 652–674.

Maclsaac J. J., Dugdale R. C. The kinetics of nitrate and ammonium uptake by natural populations of marine phytoplankton // Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts. 1969. Vol. 16, iss. 1. P. 45–57. <u>https://doi.org/10.1016/0011-7471(69)90049-7</u>

Magnusson K., Ekelund R., Grabic R., Bergqvist P. A., Bioaccumulation of PCB congeners in marine benthic infauna // Marine Environmental Research. 2006. Vol. 61, iss. 4. P. 379–395. <u>https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2005.11.004</u>

Mansouri-Aliabadi M., Sharp R. Passage of selected heavy metals from *Sphaerotilis* (Bacteria: Chlamydobacteriales) to *Paramecium caudatum* (Protozoa: Ciliata) // Water Research. 1985. Vol. 19, iss. 6. P. 697–699. <u>https://doi.org/10.1016/0043-1354(85)90115-0</u>

Marine Environmental Quality. The report of a special study held under the auspices of the Ocean Sciences Committee of the NAS-NRC Ocean Affair Board, 9–13 August, 1971. Washington D. C. : National Academy of Sciences, 1971. 107 p.

Mauchline J. The biological and geographical distribution in the Irish Sea of radioactive effluent from Windscale Works 1959 to 1960 : Technical Report / United Kingdom Atomic Energy Authority. Production Group, Windscale, Selladirld, England. Rep. no. AHSB (RP) R 27. [N. p.], 1963. 37 p.

Menzel D. W. Primary productivity, dissolved and particulate organic matter, and the sites of oxidation of organic matter // The Sea / Ed.: E. Goldberg. New York ; London : Wiley Interscience Publishers, 1974. Vol. 5. P. 659–678.

Miller W. L., Blake N. J., Byrne R. H. Uptake of Zn⁶⁵ and Mn⁵⁴ into body tissues and renal concretions by the Southern Quahog, *Mercenaria campechiensis* (Gmelin): Effects of elevated phosphate and metal concentrations // Marine Environmental Research. 1985. Vol. 17, iss. 2–4. P. 167–171. <u>https://doi.org/10.1016/0141-1136(85)90072-8</u>

Monod I. Recherches sur la croissance des cultures bactériennes : Thèse de doctorat / Université de Paris. Paris : Herman Cie., 1942. 210 p.

Morozov N. P., Petukhov S. A. Trace elements in hydrobionts and biotope of the surface layer of seawater in the North Atlantic and the Mediterranean // ICES C. M. 1979. 7 p.

Nakamura R., Nakahara M., Suzuki Y., Ueda T. Effects of chemical forms and intake pathways on the accumulation of radioactive cobalt by the abalone *Haliotis discus //* Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries. 1982. Vol. 48, iss. 11. P. 1639–1644. https://doi.org/10.2331/suisan.48.1639

Neiheisel J., Mcdaniel W. L., Panteleyev G. P. Sediment parameters of northwest Black Sea shelf and slope: Implications for transport of heavy metals and radionuclides // Chemistry and Ecology. 1992. Vol. 6, iss. 1–4. P. 117–131. <u>https://doi.org/10.1080/02757549208035267</u>

Nifon E., Coussins I. Modelling PCB bioaccumulation in a Baltic food web // Environmental Pollution. 2007. Vol. 148, iss. 1. P. 73–82. <u>https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.033</u>

Osterberg C. L., Patullo J., Pearcy W. Zinc-65 in euphausiids as related to Columbia River water off the Oregon coast // Limnology and Oceanography. 1964. Vol. 9, iss. 2. P. 249–257. https://doi.org/10.4319/lo.1964.9.2.0249

Paffenhöfer G. A., Knowles S. C. Ecological implications of fecal pellet size, production and consumption by copepods // Journal of Marine Research. 1979. Vol. 37, iss. 1. P. 35–49.

Pellenbarg R. E., Church T. M. The estuarine surface microlayer and trace metal cycling in a salt marsh // Science. 1979. Vol. 203, iss. 4384. P. 1010–1012. https://doi.org/10.1126/science.203.4384.1010

Penterath R. J. The roles of food and water in the accumulation of radionuclides by marine teleost and elasmobranch fish // Radioactive Contamination of the Marine Environment : Proceeding of a Symposium. Seattle, 10–14 July, 1972. Vienna, 1973. P. 421–435.

Petersen G. Energy flow in comparable aquatic ecosystems from different climatic zones // Rapports Et Procès-verbaux Des Réunions Commission Internationale Pour L'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée. 1984. Vol. 183. P. 119–125.

Pickering D. C., Lucas J. W. Uptake of radiostrontium by an alga and the influence of calcium ion in the water // Nature. 1962. Vol. 193, no. 4820. P. 1046–1047.

Phillips D. J. H. Effects of salinity on the net uptake of zinc by the common mussel *Mytilus* edulis // Marine Biology. 1977. Vol. 41, iss. 1. P. 79–88. <u>https://doi.org/10.1007/BF00390584</u>

Phillips G. R., Lenhart T. E., Gregory R. W. Relation between trophic position and mercury accumulation among fishes from the Tongue River Reservoir, Montana // Environmental Research. 1980. Vol. 22, iss. 1. P. 73–80. <u>https://doi.org/10.1016/0013-9351(80)90120-6</u>

Polikarpov G. G. Radioecology of Aquatic Organisms. New York : Reinhold Publ. Co., 1966. 314 p.

Polikarpov G. G., Svetasheva S. K., Egorov V. N. Role of chemical species of iodine in its accumulation by seaweed // Actes du 8e Colloque Intern. d'Oceanographie. Med., 9–12 October, 1985, Nice (France). [Nice], 1987. Vol 85–86. P. 95–96.

Provasoli L., Shiraishi K. Axenic cultivation of the brine shrimp Artemia salina // The Biological Bulletin. 1959. Vol. 117, no. 2. P. 347–355.

Radchenko L. A. Intensity temperature factor effect on Artemis biological characteristics at different salinity // Rapports Et Procès-verbaux Des Réunions Commission Internationale Pour L'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée. 1985. Vol. 29, no. 4. P. 137–138.

Ramade P. Radioecologie des milieux aquatiques. Paris ; New York ; Barcelone ; Milan : Masson, 1980. 191 p.

Redfield A. C. The biological control of chemical factors in the environment // American Scientist. 1958. Vol. 46, no. 3. P. 205–221.

Renflo W. C., Fowler S. W., La Rosa J. Relative importance of food and water in long-term zinc-65 accumulation by marine biota // Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 1975. Vol. 32, no. 8. P. 1339–1345. <u>https://doi.org/10.1139/f75-154</u>

Rice T. R. The role of plants and animals in the cycling of radionuclides in the marine environment // Health Physics. 1965. Vol. 11, iss. 9. P. 953–964.

Ring M., Heerkloss R., Schnese W. Einfluss von temperatur, pH-wert und nahrungsqualität unter laborbedingungen auf *Eurytemora affinis* // Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock, Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe. 1985. Vol. 34, no. 6. P. 22–25.

Riziĉ I. Two-compartment model of radionuclides accumulation into marine organisms. I. Accumulation from a medium of constant activity // Marine Biology. 1972. Vol. 15, iss. 2. P. 105–113. <u>https://doi.org/10.1007/BF00353638</u>

Rodach G. Simulations of phytoplankton dynamics and their interactions with other system components during FLEX'76 // North Sea Dynamics / Eds: J. Sündermann, W. Lenz. Berlin ; Heidelberg : Springer, 1983. P. 584–610. <u>https://doi.org/10.1007/978-3-642-68838-6_40</u>

Romero-Romero S., Herrero L., Fernández M., Gómara B... Acuña J.L. Biomagnification of persistent organic pollutants in a deep-sea, temperate food web // Science Environment. Vol. 605-606. P. 589-597. of the Total 2017. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.148

Roots O. O., Kukk H. Polychlorinated biphenyls and chlororganic pesticides in algae from the Baltic Sea // Chemistry (Estonian). 1988. Vol. 37, no. 3. P. 224–226.

Sayhan T., Erdener B., Ünlü Y. Biokinetics of silver (^{110m}Ag) in marine isopod // Rapports Et Procès-verbaux Des Réunions Commission Internationale Pour L'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée. Monaco. 1985. Vol. 29, no. 7. P. 235–337.

Scott R. A study of cesium accumulation by marine algae // Proceedings of the 2nd Radioisotope Conference. Vol. 1. Medical and Physiological Applications, Oxford, 19–23 July, 1954. New York : Academic Press Inc., 1954. P. 373–380.

Sheppard C. W. The theory of the study of transfers within a multicompartment system using isotopic tracers // Journal of Applied Physics. 1948. Vol. 19, iss. 1. P. 70–76. https://doi.org/10.1063/1.1697874

Sheppard C. W., Householder A. S. The mathematical basis of the interpretation of tracer experiments in closed steady-state systems // Journal of Applied Physics. 1951. Vol. 22, iss. 4. P. 510–520. <u>https://doi.org/10.1063/1.1699992</u>

Skreblin M., Stegnar P., Prosenc A. Effect of selenium on the uptake of mercury from seawater by the shrimp *Palaemon elegans //* 7 Journées d'Études sur les pollutions marines en Mediterranée, Lucerne, 11–13 Oct., 1984. S. I., 1985. P. 827–830. Small L. F., Fowler S. W. Turnover and vertical transport of zinc by the euphausiid *Meganyctiphanes norvegica* in the Ligurian Sea // Marine Biology. 1973. Vol. 18, iss. 4. P. 284–290.

Solomon A. K. Compartmental methods of kinetic analysis // Mineral Metabolism / Eds: C. L. Comar, F. Bronner. New York : Academic Press, 1960. Vol. 1, pt. A. P. 119–168.

Staresiniĉ N., Farrington J., Gagosian B. R., Clifford C. N., Hulburt E. M. Downward transport of particulate matter in the Peru coastal upwelling: Role of theanchoveta, *Engraulis ringens //* Coastal Upwelling and Its Sediment Record / Eds: E. Suess, J. Theide. New York ; London : Plenum, 1983. Pt. A. P. 225–240.

Stary J., Zeman A. Radionuclides in the investigation of the cumulation of toxic elements on algae and fish // Isotopenpraxis Isotopes in Environmental and Health Studies. 1983. Vol. 19, iss. 7. P. 243–244. <u>https://doi.org/10.1080/10256018308544900</u>

Stelmakh L. V. Microzooplankton grazing impact on phytoplankton blooms in the coastal seawater of the Southern Crimea (Black Sea) // International Journal of Marine Science. 2013. Vol. 3, no. 15. P. 121–127. <u>https://doi.org/10.5376/ijms.2013.03.0015</u>

Sun Y. X., Hu Y. X., Zhang Z. W., Xu X. R., Li H. X., Zuo L. Z., Zhong Y., Sun H., Mai B. X. Halogenated organic pollutants in marine biota from the Xuande Atoll, South China Sea: Levels, biomagnification and dietary exposure // Marine Pollution Bulletin. 2017. Vol. 118, no. 1–2. P. 413–419. <u>https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.009</u>

Suess E., Müller P. J. Productivity sedimentation rate and sedimentary organic matter in the oceans. II. Elemental fractionation // Colloques Internationaux du C. N. R. S., Paris, France. Paris, 1980. P. 17–26. (Biogeochemie de la Matière Organique à l'Interface Eau – Sédiment Marin ; vol. 293).

Summary report on the post-accident review meeting after the Chernobyl accident : A Report by the International Nuclear Safety Advisory Group. Vienna : IAEA, 1986. 537 p. (Safety Series ; no. 75-INSAG-1).

Taguchi S. Relationship between photosynthesis and cell size of marine diatoms // Journal of Phycology. 1976. Vol. 12, iss. 2. P. 185–189. <u>https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1976.tb00499.x</u>

Thébault H., Rodriguez y Baena A. M., Andral B., Barisic D., Benedicto Albaladejo J., Bologa A., Boudjenoun R., Delfanti R., Egorov V., El Khoukhi T., Florou H., Kniewald G., Noureddine A., Patrascu V., Pham M. K., Scarpato A., Stokozov N., Topcuoglu S., Warnau M. ¹³⁷Cs baseline levels in the Mediterranean and Black Sea: A cross-basin survey of the CIESM Mediterranean Mussel Watch programme // Marine Pollution Bulletin. 2008. Vol. 57, iss. 6–12. P. 801–806. <u>https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.11.010</u>

Tsunogai S., Henmi T. Iodine in surface water of the ocean // Journal of Oceanographical Society of Japan. 1971. Vol. 27, iss. 2. P. 67–72. <u>https://doi.org/10.1007/BF02109332</u>

Tsunogai S., Minagawa M. Vertical flux organic materials estimated Th-234 in the ocean : Joint Oceanographic Assembly 1976, FAO. Rome, 1976. 156 p.

Turn G. A., Joshi G. H. V., Chauhan V. D., Rao P. S. Effect of metal ions on the growth of *Sargassum swartzii* // Indian Journal of Marine Sciences. 1982. Vol. 11, no. 4. P. 338.

Van der Velden S., Dempson J. B., Evans M. S., Muir D. C. G., Power M. Basal mercury concentrations and biomagnification rates in freshwater and marine food webs: Effects on Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Eastern Canada // Science of the Total Environment. 2013. Vol. 444. P. 531–542. <u>https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.099</u>

Vanhaek P., Siddall S. E., Sorgellos P. International study on *Artemia*. XXXII. Combined effects of temperature and salinity on the survival of *Artemia* of various geographical origin // Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 1984. Vol. 80, iss. 3. P. 259–275. https://doi.org/10.1016/0022-0981(84)90154-0

Vandamme K., Maertens D. Les teneurs en composés organochlorés dans les organismes marins de différents niveaux trophiques // Revue de l'Agriculture (Belg.). 1983. Vol. 36, no. 6. P. 1677–1682.

Vandamme K., Baeteman M. Teneur des organismes marins des eaux côtières beiges en PCB et en pesticides organochlorés // Revue de l'Agriculture (Belg.). 1982. Vol. 35, no. 2. P. 1981–1982.

Volterra V. Variazioni e fluttuazioni del numero d'individui in specie animali conviventi // Memoria della Reale Accademia Nazionale dei Lincei. Ser. VI. 1926. Vol. 2. P. 31–113.

Voitsekhovitch O. V., Borzilov V. A., Konoplev A. V. Hydrological aspects of radionuclide migration in water bodies following the Chernobyl accident // Proceedings of the Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxembourg, 1–5 Oct., 1990. [Luxembourg], 1991. Vol. 2. P. 528–548. ("Radiation protection – 53", Report EUR 13574).

Voitsekhovitch O. V., Kanivets V. V., Kristhuk B. F. Project RER/2/003 Status Report of the Ukrainian Research Hydrometeorological Institute for 1993–1995 // Marine Environmental Assessment of the Black Sea : Working Material of Regional Co-operation Project RER/2/003, 1–3 March, 1998, Vienna. Vienna: IAEA. 1998. 60 p.

Wartas C. J., MacFarlane J., Francois M. M. Nickel accumulation by *Scenedesmus* and Daphnia: Food-chain transport and geochemical implications // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 1985. Vol. 42, no. 4. P. 724–730. <u>https://doi.org/10.1139/f85-093</u>

Water quality criteria summary concentration NS (in $\mu g/l$) // U. S. Environmental Protection Agency Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division, Ecological Risk Assessment Branch (WH-S85), Human Risk Assessment Branch (WH-550 D). Washington, 1991.

Weers A. W. Uptake and loss of ⁶⁵Zn and ⁶⁰Co by the mussel *Mytilus edulis* L. // Radioactive Contamination of the Marine Environment : Proceeding of a Symposium. Seattle, 10–14 July, 1972. Vienna, 1973. P. 385–401.

Weers A. W. The effects of temperature on the uptake and retantion of ⁶⁰Co and ⁶⁵Zn by the common shrimp *Crandon crandon* (L.) // Combined Effects of Radioactive, Chemical and Thermal Releases to the Environment, Stockholm, 2–5 June, 1975. Vienna : IAEA, 1975a. P. 43–49.

Weers A. W. Uptake of cobalt-60 from sea water and from labeled food by the common shrimp *Crangon crangon* (L) // International Symposium on Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. Vienna : IAEA, 19756. P. 359–361.

Whicker F. W., Schultz V. Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. Vol. I. CRC Press, Inc ; Boca Raton, FL, 1982. 212 p.

Wright D. A. The effect of salinity on cadmium uptake by the tissues of the shore crab *Carcinus maenas //* Journal of Experimental Biology. 1977. Vol. 67. P. 137–146.

Young M. L. The transfer of ⁶⁵Zn and ⁵⁹Fe along a *Fucus serratus* (L.) \rightarrow *Littorina obtusata* (L.) food chain // Journal of the Marine Biology Association of the U. K. 1975. Vol. 55, iss. 3. P. 583–610. <u>https://doi.org/10.1017/S0025315400017276</u>

Youngbluth M. J. Investigations of soft-bodied zooplankton and marine show using manned research submersibles // Bulletin of Marine Science. 1985. Vol. 27, no. 2. P. 782–783.

Yunev O. A., Moncheva S., Carstensen J. Long-term variability of vertical chlorophyll *a* and nitrate profiles in the open Black Sea: Eutrophication and climate change // Marine Ecology Progress Series. 2005. Vol. 294. P. 95–107.

Zaroogian G. E. Studies on the depuration of cadmium and copper by the American oyster *Crassostrea virginica* // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 1979. Vol. 23, iss. 1. P. 117–122. <u>https://doi.org/10.1007/BF01769928</u>

Физико-химические формы элементов в морской среде

```
Ag - AgCl_{2}^{-} [*<sup>1</sup>], AgCl_{2}^{2-} [*<sup>2</sup>], AgCl_{4}^{3-} [*<sup>3</sup>]
Al – коллоид, Al(OH)_{4}^{-} [*<sup>1</sup>, *<sup>3</sup>], Al(OH_{2})_{2}^{+}? Al(OH)_{3}? [*<sup>2</sup>]
  Ar - Ar[*^2, *^1]
 As - AsO_4H^{2-}, \quad oprahuveckas \quad [*^1] HAsO_4^{2-} \quad [*^2, \quad *^3], \quad H_2AsO_4^-, \quad H_3AsO_4, \quad H_3AsO_3, \quad H_3AsO_4, \quad H_3AsO_5, \quad H_3
              органокомплексы [*2]
 Au – AuCl<sub>2</sub><sup>-</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
B-B(OH)<sub>3</sub> [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], B(OH)<sub>4</sub><sup>-</sup>, B(OH)<sub>3</sub><sup>2-</sup>, органокомплексы, комплексы с Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup> [*<sup>2</sup>]
Ba–Ba<sup>2+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], BaS0<sub>4</sub> [*<sup>2</sup>]
Be-BeOH<sup>+</sup> [<sup>*1</sup>], гидроксокомплексы? [<sup>*2</sup>]
Bi-BiO^+ [*1] BiO^+? BiOCl? BiCl_4? [*2]
Br-Br^{-}[*^{2}, *^{1}]
C - HCO_3^-, CO_3^2, CO_2 + HCO_3^- + CO_3^{-2} [*<sup>2</sup>]
Ca–Ca<sup>2+</sup> *<sup>2</sup> [*<sup>1</sup>]
Cd – коллоид, CdCl<sub>2</sub> [*<sup>1</sup>, *<sup>3</sup>], CdCl<sup>+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>3</sup>], Cd<sup>2+</sup>, CdS0<sub>4</sub> [*<sup>2</sup>]
Ce–Ce<sup>3+</sup> [*1]
C1-Cl^{-}[*^{2}, *^{1}]
Со-Со<sup>2+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>, *<sup>3</sup>], СоСО<sup>3</sup> *<sup>1</sup>, Со<sup>2+</sup>, СоС1<sup>+</sup>?СоОН<sup>+</sup>? органокомплексы [*<sup>2</sup>]
Cr–Cr(OH)<sub>3</sub>, CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы? [*<sup>2</sup>]
Cs-Cs^+ [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
Cu–CuOH<sup>+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>3</sup>], CuCO<sub>3</sub> [*<sup>1</sup>, *<sup>3</sup>], Cu<sup>2+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>3</sup>], органокомплексы [*<sup>2</sup>]
Dy–DyOH<sup>2+</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы? [*<sup>2</sup>]
Er–ErOH<sup>2+</sup> [*1]
EU-EUOH<sup>2+</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы? [*<sup>2</sup>]
F-F^-, MgF^+ [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
Fe – коллоид, Fe(OH)<sub>2</sub><sup>2+</sup> [*<sup>1</sup>], Fe(OH)<sub>3</sub>? [*<sup>3</sup>], FeOOH, органокомплексы, FeH<sub>3</sub>SiO<sub>4</sub><sup>2+</sup> [*<sup>2</sup>]
Ga - Ga(OH)_4^+ [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы [*<sup>2</sup>]
Gd–GdOH<sup>2+</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы [*<sup>2</sup>]
Ge - GeO_4H_3^- [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], Ge(OH)_4, GeO_2(OH)_2^{2-} [*<sup>2</sup>]
```

```
H–H<sub>2</sub>O [*<sup>2</sup>, *<sup>4</sup>], H<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>
He–He [*<sup>1</sup>]
Hf-Hf(0H)_{4} [*<sup>1</sup>]
Hg - HgCl_{4}^{2-} [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>, *<sup>3</sup>], HgCl_{2}^{-}, HgCl_{2}Br^{2-} [*<sup>3</sup>], органическая [*<sup>1</sup>]
Ho-HoOH<sup>2+</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы [*<sup>2</sup>]
I–I<sup>-</sup>, IO<sub>2</sub><sup>-</sup>, CH<sub>3</sub>I [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], I<sub>2</sub>
In – гидрокомплексы [*<sup>2</sup>]
K-K^{+} [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], KSO_{4}^{-}
Kr–Kr [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
La–La<sup>3+</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы? [*<sup>2</sup>]
Li-Li^{+}[*^{2}, *^{1}]
LU–LUOH<sup>2+</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы? [*<sup>2</sup>]
Mg–Mg<sup>2+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], MgSO<sub>4</sub> [*<sup>2</sup>]
Mn-Mn^{2+}, MnCl^+ [*<sup>2</sup>, *<sup>4</sup>], Mn(OH)_3? Mn(OH)_4? [*<sup>2</sup>, *<sup>5</sup>], MnSO_4, MnOH^+,
        органокомплексы [*2]
Mo - Mo_4^{2-} [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>, *<sup>3</sup>]
N - NH_3 + NO_3^- + N_2 [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>2</sub>OH? [*<sup>2</sup>]
Na-Na<sup>+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
Nd-Nd<sup>3+</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы? [*<sup>2</sup>]
Ne–Ne [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
Ni–Ni<sup>2+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>, *<sup>3</sup>], NiCO3 [*<sup>1</sup>], NiOH<sup>+</sup>? NiCl<sup>+</sup>? [*<sup>2</sup>, *<sup>3</sup>]
O-OH<sub>2</sub> [*<sup>2</sup>,*<sup>1</sup>], O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>
P - HPO_4^{2-} [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], MgPO<sub>4</sub> [*<sup>1</sup>]
Рb–PbCO<sub>3</sub>, коллоид [*<sup>1</sup>], Pb<sup>2+</sup> [*<sup>2</sup>], PbOH<sup>+</sup>, PbCl<sup>+</sup> [*<sup>2</sup>, *<sup>3</sup>], PbCl<sub>2</sub> [*<sup>3</sup>]
Pr-Pr<sup>3+</sup> [*<sup>1</sup>], гидрокомплексы? [*<sup>2</sup>]
Ra-Ra^{2+} [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
Rb-Rb^+ [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
Re-ReO_{4}^{-} [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
Rn–Rn [*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>]
S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>[*<sup>2</sup>, *<sup>1</sup>], NaSO<sub>4</sub><sup>-</sup> [*<sup>1</sup>], MgSO<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, S, S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup>, SO<sub>3</sub><sup>2-</sup> [*<sup>2</sup>]
Sb - Sb(OH)_{6}^{-} [*<sup>3</sup>], Sb(OH)_{6}^{-}? Sb(V), Sb (III) [*<sup>2</sup>]
```

Sc–Sc(OH)₃ [*¹], гидроксокомплексы? [*²] $Se - SeO_3^{2+}$ [*1], SeO_4^{2-} [*2, *5], Se (IV) [*2] Si-Si(OH)₄ [*², *⁴], коллоид [*¹] Sm–SmOH²⁺ [*¹], гидроксокомплексы? [*²] Sn–SnO₄H₃, органическая [*1], гидроксокомплексы? [*2] $Sr-Sr^{2+}$ [*2, *1] Tb-TbOH²⁺ [*¹], гидроксокомплексы? [*²] $Te-TeO_{3}H^{-}[*^{1}]$ Th–Th(OH)₄ [*¹], гидроксокомплексы? [*²] Ti–Ti(OH)₄? [*²] $T \vdash T^{+} [*^{2}]$ Tm-TmOH²⁺ [*¹], гидроксокомплексы? [*²] $U - UO_{2}(CO_{2})^{4-}_{2}$ [*1], $UO_{2}(CO_{2})^{4-}_{2}$? [*2] $V-H_2V0_4$, HVO_4^{2-} [*¹, *³], $VO_2(OH)_3^{2-}$ [*²], $(H_2V_4O_{13})^{4-}$, VO_3^{-} [*³] $W - WO_4^{2-}$ [*², *¹] Xe–Xe [*1] Y-Y(OH)₃ [*¹], гидроксокомплексы? [*²] Yb-YbOH²⁺ [*¹], гидроксокомплексы [*²] Zn–Zn²⁺ [*², *¹, *³], ZnOH⁺ [*²], ZnCl⁺ [*², *¹, *³], ZnClOH?, гидроксокомплексы [*²] Zr–Zr(OH)₄ [*¹], гидроксокомплексы [*²]

- *² Попов, Фёдоров, Орлов, 1979;
- *³ Bryan, 1976;
- *⁴ Droop, 1974;
- *⁵ Fowler, Guary, 1977.

^{*&}lt;sup>1</sup> — Bowen, 1979;

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
FOREWORD	9
ГЛАВА 1. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ МЕХАНИЗМЫ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ЖИВОГО И КОСНОГО ВЕЩЕСТВА С РАДИОАКТИВНЫМИ И ХИМИЧЕСКИМИ КОМПОНЕНТАМИ МОРСКОЙ СРЕДЫ	10
Раздел 1.1. Основные физико-химические свойства радионуклидов	10
и их изотопных и неизотопных носителей Раздел 1.2. Структура биогеохимических механизмов взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской	10
среды	11
Раздел 1.4. Метеорологический фактор	21
Разлел 1.5. Гилролинамический фактор	24
Раздел 1.6. Влияние физико-химических факторов на радиоизотопный и химический состав живого и косного вещества	29
Раздел 1.6.1. Концентрирующая способность компонентов морских экосистем	29
Раздел 1.6.2. Концентрация радионуклидов в воде	34
Раздел 1.6.3. Влияние температуры и освещённости	39
Раздел 1.6.4. Влияние солёности вод	40
Раздел 1.6.5. Физико-химическое состояние изотопов и рН среды	42
Раздел 1.6.6. Концентрация изотопных и неизотопных носителей	44
Раздел 1.6.7. Размерные характеристики гидробионтов	46
Раздел 1.6.8. Продукционные процессы и удельная биомасса гидробионтов	46
Раздел 1.6.9. Роль биотического фактора в формировании радиоизотопного и химического состава вод	48
Глава 2. ПОЛУЭМПИРИЧЕСКАЯ ТЕОРИЯ МИНЕРАЛЬНОГО И РАДИОИЗОТОПНОГО ОБМЕНА ЖИВОГО И КОСНОГО ВЕЩЕСТВА В МОРСКОЙ СРЕДЕ	53
Раздел 2.1. Перспективность теоретических разработок на базе эмпирической параметризации моделей	53
Раздел 2.1.1. Динамические задачи	56
Раздел 2.1.2. Математические модели кинетики взаимодействия гидробионтов с радиоактивными и химическими компонентами морской среды	60
Раздел 2.1.3. Методы интерпретации результатов природных наблюдений и экспериментов с радиоактивной меткой для параметризации полуэмпирических моделей	66
Раздел 2.2. Парентеральный сорбционный и минеральный обмен живых и косных компонентов экосистем	72

Раздел 2.2 моделей	2.1. Эмпирическая параметризация и верификация камерных	73
Раздел 2.2	2.2. Радиоактивный распад	80
Раздел 2.2	2.3. Размерные характеристики гидробионтов	82
Раздел 2.2	2.4. Рост гидробионтов и продукционные процессы	87
Раздел 2.2	2.5. Удельная биомасса и плотность популяций	94
Раздел 2.2	2.6. Концентрация химических элементов в воде	96
Раздел 2.2	2.7. Концентрация элементов — химических аналогов	113
Раздел 2.2	2.8. Физическая и химическая сорбция	118
Раздел 2.2 радионукл	2.9. Биотическая трансформация физико-химических форм лидов	123
Раздел 2.2 биогенны	2.10. Лимитирование первичных продукционных процессов ми элементами	127
Раздел 2	3. Алиментарный путь минерального питания гидробионтов	134
Раздел 2.3 и их изото	3.1. Особенности пищевого пути поглощения радионуклидов опных и неизотопных носителей гидробионтами	134
Раздел 2.3	3.2. Эмпирическая верификация камерных моделей	136
Раздел 2.3	3.3. Концентрация изотопных носителей в пище	141
Раздел 2.3	3.4. Соматический и генеративный рост	146
Раздел 2.4	4. Обобщённые характеристики полуэмпирической теории	149
Раздел 2.4 химически	4.1. Совместное парентеральное и алиментарное поглощение их веществ гидробионтами	149
Раздел 2.4	I.2. Массообмен в открытых системах	154
Раздел 2.4	I.3. Балансовые равенства обобщённой модели	156
Раздел 2.4	4.4. Область применимости обобщённой модели	158
ГЛАВА З. ТЕС	ЭРИЯ РАДИОИЗОТОПНОГО И МИНЕРАЛЬНОГО	1.00
гомеостаз Раздел 3. и косного	А МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ	162
среды		162
Раздел 3.1	.1. Модель экосистемы фотического слоя	162
Раздел 3.1 западной	.2. Модель седиментационной функции пелагической экосистемы халистатики Чёрного моря	180
Раздел 3.2	2. Элементы теории управления морскими экосистемами	191
Раздел 3	3. Биогеохимические механизмы гомеостаза морских экосистем	196
Раздел 3.3	3.1. Концентрирующая функция живого и косного вещества	197
Раздел 3.3	3.2. Адаптационные характеристики гидробионтов	204
Раздел 3.3	3.3. Трофический фактор гомеостаза	207
Раздел 3.3	3.4. Популяционные характеристики биотопов	209
Раздел 3.3	3.5. Гомеостаз эстуарных зон	212

Раздел 3.3.6. Гомеостаз прибрежных вод по биогенным элементам	218
Раздел 3.3.7. Биогеохимические механизмы реализации компенсационного гомеостаза	226
Раздел 3.4. Экологическая ёмкость и ассимиляционная способность морской среды в отношении загрязняющих веществ	237
Раздел 3.4.1. Метаболический фактор экологической ёмкости	239
Раздел 3.4.2. Ассимиляционная способность	242
Раздел 3.4.3. Радиоёмкость	244
Раздел 3.5. Проблемы морского природопользования	255
Раздел 3.5.1. Принцип устойчивого развития акваторий	255
Раздел 3.5.2. Реализация принципа устойчивого развития акваторий по факторам загрязнения морской среды	256
Раздел 3.5.3. Биогеохимические критерии	258
Раздел 3.6. Экологическое нормирование загрязнения акваторий	270
Раздел 3.6.1. Севастопольская бухта	270
Раздел 3.6.2. Азовское море	279
Раздел 3.6.3. Критические зоны в Чёрном море	293
Раздел 3.6.4. Акватории с жидкими внешними границами	298
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	306
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	312
ПРИЛОЖЕНИЕ А	346
ОГЛАВЛЕНИЕ	349
СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ	352
ДЛЯ ЗАМЕТОК	353

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

- ВКС верхний квазиперемешанный слой.
- ВМО Всемирная метеорологическая организация.
- ВОЗ Всемирная организация здравоохранения.

ГЕЗАМП — Совместная группа экспертов по научным аспектам защиты морской среды (ИМО / ФАО / ЮНЕСКО-МКО / ВМО / ВОЗ / МАГАТЭ / ООН / ЮНЕП).

- ИМО Международная морская организация.
- МАГАТЭ Международное агентство по атомной энергии.
- МКО Межправительственная комиссия по океанографии.
- ООН Организация Объединённых Наций.
- ОЧТ Основное черноморское течение.
- РОВ растворённое органическое вещество.
- ФАО Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН.
- ФАР фотосинтетически активная радиация.
- ХПС холодный перемешанный слой.
- ЮНЕП Программа ООН по окружающей среде.
- ЮНЕСКО Организация ООН по вопросам образования, науки и культуры.

ДЛЯ ЗАМЕТОК

ДЛЯ ЗАМЕТОК

ДЛЯ ЗАМЕТОК

Научное издание

Виктор Николаевич Егоров

ТЕОРИЯ РАДИОИЗОТОПНОГО И ХИМИЧЕСКОГО ГОМЕОСТАЗА МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

Монография

Технический редактор: Марченко Ю. Г.

> Корректор: Копытова О. Ю.

Дизайн обложки: Коротков А. А.

Формат 70 × 100 ¹/₁₆. Усл. печ. л. 28.93. Тираж 300 экз. Заказ №

Отпечатано в соответствии с предоставленными материалами в типографии ИП Бондаренко Н. Ю., г. Севастополь, пр. Октябрьской Революции, д. 32; тел.: +7 (978) 067-74-76; e-mail: <u>digitprint@gmail.com</u>.