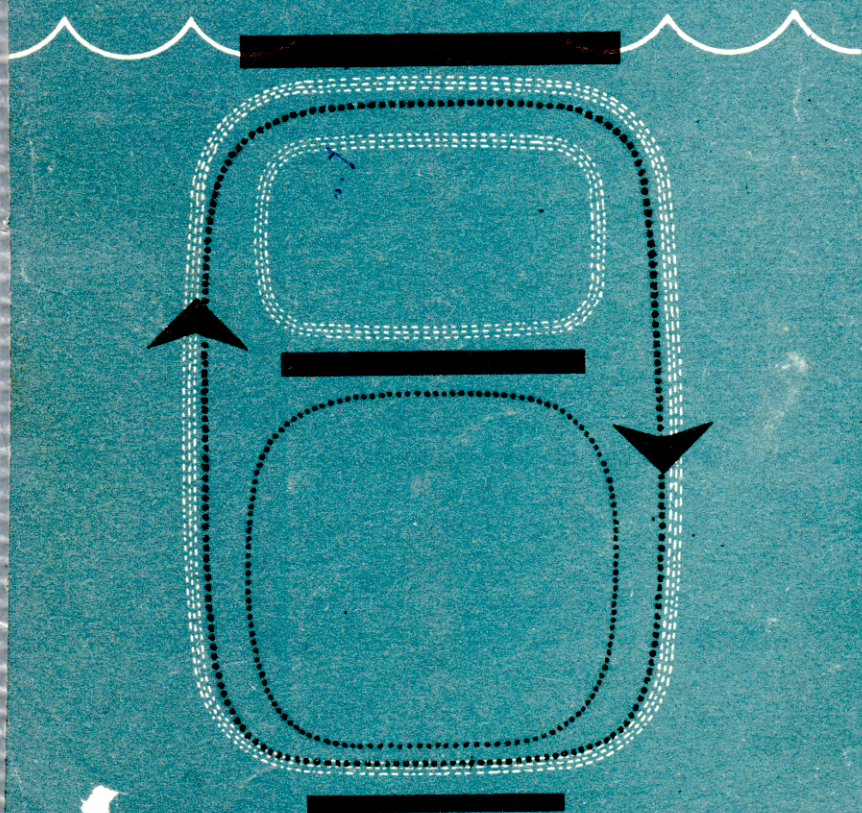


Г.Г.ПОЛИКАРПОВ, В.Н.ЕГОРОВ

# МОРСКАЯ динамическая радиохемиоэкология



Г.Г.ПОЛИКАРПОВ, В.Н.ЕГОРОВ

# МОРСКАЯ динамическая радиохеомоэкология

это  
и  
всё!

11.06.86г. 



МОСКВА  
ЭНЕРГОАТОМИЗДАТ  
1986



**Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н.** Морская динамическая радиохемозэкология. М.: Энергоатомиздат, 1986. 176 с.

Сформулировано новое актуальное направление исследований – динамическая радиационная и химическая экология морей и океанов. Разработаны и представлены математические модели динамики процессов обмена загрязнений гидробионтами, трансформации и переноса загрязняющих веществ морскими экосистемами. Введены понятия экологической емкости в отношении загрязнений и надежности морских экосистем, а также даны оценки и прогнозы для охраны природы морей и океанов от антропогенного воздействия.

Для научных работников – радиозэкологов, хемозэкологов, специалистов по охране окружающей среды.

Табл. 27. Ил. 55, Библиогр. 183.

Рецензент Р.М. Алексахин

**Геннадий Григорьевич Поликарпов**  
**Виктор Николаевич Егоров**

## **МОРСКАЯ ДИНАМИЧЕСКАЯ РАДИОХЕМОЭКОЛОГИЯ**

Редактор *Т.А. Солдатенкова*  
Художественный редактор *А.Т. Кирьянов*  
Технический редактор *Г.Н. Лядухина*  
Корректор *Н.И. Курдюкова*  
Оператор *Н.С. Потемина*  
ИБ 752

Набор выполнен в Энергоатомиздате на Композере ИБМ-82. Подписано в печать 28.11.85. Т-06634. Формат 60х84 1/16. Бумага офсетная №1. Печать офсетная. Усл. печ. л. 10,23. Усл.кр.-отт. 10,46. Уч.-изд. л. 12,84. Тираж 730 экз. Заказ 3782. Цена 1 р. 90 к.

Энергоатомиздат, 113114, Москва, М-114, Шлюзовая наб., 10  
Московская типография №9 Союзполиграфпрома при Государственном комитете СССР по делам издательств, полиграфии и книжной торговли  
109033, Москва, Ж-33, Волочаевская ул., 40

## ПРЕДИСЛОВИЕ

В настоящее время ускоренными темпами развивается наука о радиационной безопасности, человека и биосферы. Происходит активный процесс объединения радиоэкологии и радиационной гигиены, выражающийся, в первую очередь, в экологизации принципов разработки норм радиационной защиты. Это обусловлено тем, что проблема радиационной гигиены стала особенно актуальной из-за ядерных взрывов и в связи с развитием ядерной энергетики, а также из-за необходимости учета модифицирующего действия экологических факторов на течение и проявление радиобиологических процессов. За последнее время приобрели экологическое значение разнообразные антропогенные факторы преимущественно химической и физико-химической природы. Именно поэтому произошло расширение сферы деятельности от морской радиоэкологии, сформировавшейся в период 1956 — 1964 гг. [74], до морской радиохемозкологии — в 1977 г. [92].

А теперь, в середине 80-х годов, перед читателем — книга по динамической радиохемозкологии морей и океанов, которая отражает формирование нового важного направления, базирующегося на применении математических моделей для изучения процессов взаимодействия радиоактивных и химических веществ с живыми системами в природных условиях. Динамическая радиохемозкология смыкает радиационную и химическую экологию с актуальными проблемами надежности морских экосистем, предлагая критерии и меру надежности в отношении радиоактивных и химических факторов.

Ордена Трудового Красного Знамени Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского АН УССР в Севастополе широко известен как один из центров морской радиоэкологии. Данная книга обобщает совместные работы по морской динамической радиохемозкологии двух исследователей — чл.-корр. АН УССР Г.Г. Поликарпова, заведующего отделом радиационной и химической биологии института, и его ученика канд. физ.-мат. наук В.Н. Егорова, заведующего лабораторией динамической хемозкологии того же отдела.

Книга представляет собой не только обобщение знаний в новой области науки, но и основу для дальнейшего более всестороннего развития научных исследований, направленных на обеспечение радиационной и химической безопасности гидробиосферы.

Академик АМН СССР Л.А. ИЛЬИН



## ВВЕДЕНИЕ

За исторически короткий срок — всего четыре десятилетия — после разрушительной второй мировой войны человечество прошло важнейшие в экологическом отношении этапы: с 1945 (первое испытание в Аламогордо и военное применение США атомных бомб над Хиросимой и Нагасаки) по 1963 г. (Московский договор о запрещении ядерных взрывов в космосе, атмосфере и под водой), с 1963 по 1972 г. (конференция ООН по окружающей человека среде) и с 1972 г. по настоящее время.

На конференции ООН по окружающей человека среде в Стокгольме (1972 г.) особенно отмечены проблемы изучения загрязнения морей и океанов. В основных научных центрах мира развернулось исследование разнообразных видов загрязнений, их отдельное и комбинированное воздействие на морскую среду и ее население [27, 52, 69, 153]. Так, например, в Институте биологии южных морей им. А.О. Ковалевского АН УССР отдел радиобиологии сформулировал задачи в новой научной области — радиохемозологии [75, 90, 92] и представил экологическую классификацию типов загрязнений на международном симпозиуме "Взаимодействие между водой и живым веществом" в 1975 г. [78]. Перед наукой встала задача определения способности гидросферы, как и биосферы в целом, выдерживать антропогенный пресс, который не только достиг, но и в ряде случаев превзошел интенсивность и масштабы геохимических природных явлений [16]. Вслед за старым понятием "воспринимающая емкость" стало складываться понятие "ассимиляционная емкость" (caracity) морей и океанов [41, 158]. Приведем одно из первых: "Ассимиляционная емкость морского водоема может быть определена как количество некоторого материала, который может содержаться в нем, не оказывая неприемлемого воздействия на живые организмы или неживые ресурсы" [140, с. 8].

При подведении итогов десятилетней природоохранной деятельности со времени стокгольмской конференции 1972 г., план которой по проблемам окружающей среды был поддержан ООН и поручен ЮНЕП (Программе ООН по проблемам окружающей среды) для его выполнения, выяснилось, что ассигнования, израсходованные за десятилетие на ЮНЕП для охраны природы, ничтожно малы по сравнению с военными расходами во всем мире: десятилетние ассигнования на сохранение среды равны шестисовым затратам на военные нужды, потенциально или реально направленные на разрушение среды [143].

Во всем мире накоплено 50 тыс. мегатонн ядерного оружия. В литературе делаются расчеты по оценке возможных последствий такой войны для человечества и живой природы [181], в том числе для жизни Мирового океана [174]. На этом фоне привлекает внимание создание в 1979 г. Международного союза радиозкологов, который может сыграть большую роль в подготовке и представлении правительствам прогнозов экологических последствий в случае ядерной войны. Важную роль играет всемирное движение ученых-медиков против этой опасности, в котором представители советской медицины идут в первых рядах [110].

Изучение динамических состояний морских сообществ в связи с антропогенным загрязнением среды и биотическим ее самоочищением представляет собой основную задачу *динамической радиохемозкологии*.

На современном уровне знаний еще не разработано удовлетворительной теории, пригодной для прогнозирования загрязнения среды и оценки ее самоочищающей способности от радиоактивных и химических веществ. В настоящей книге предпринята попытка решения этой задачи методами математического моделирования с использованием балансовых равенств, замыкающих взаимодействие компонентов экосистем по веществу, энергетическим эквивалентам, а также по загрязнителю среды. Поэтому в данной работе основное внимание уделено в первую очередь следующим вопросам: а) изучению кинетических закономерностей обмена химических и радиоактивных веществ при их алиментарном (с пищей) и парентеральном (непосредственно из водной среды) поглощении гидробионтами; б) математическому описанию кинетических закономерностей взаимодействия морских организмов с названными выше веществами в связи с изменением абиотических и биотических факторов среды; в) построению динамических моделей экосистем и оценке их устойчивости и стационарности; г) исследованию способности экологических механизмов осуществлять самоочищение морской среды от химических и радиоактивных загрязнений.

В морской экологии термин *химическая экология* применяется к описанию процессов химического взаимодействия между живыми компонентами сообщества: а) служащего средством передачи информации (телемедиаторами) [137]; б) являющегося источником потока вещества и энергии для обеспечения жизнедеятельности. В обоих случаях загрязнение морской среды ведет к нарушению нормального хода химического взаимодействия — химической коммуникации и химического метаболизма в экосистеме. В принципе оба раздела входят как равноправные в химическую экологию, что нашло отражение в долгосрочной международной программе "Взаимодействие между водой и живым веществом", принятой на международном симпозиуме в 1975 г. в Одессе [27]. В настоящей книге мы не касаемся информационного аспекта хемозкологии, а из числа различных типов загрязнений мы сосредоточили основное внимание на радионуклидах и металлах, не затрагиваем нефтяное загрязнение и упоминаем другие типы загрязнений только в целях более полного

раскрытия радиохеомозкологической роли обсуждаемых факторов в курсе решения общей проблемы загрязнений гидросферы.

В соответствии с принципами динамической радиохеомозкологии не только миграция веществ, но и воздействующие факторы должны выражаться в единицах скоростей и потоков. Потоки веществ следуют, прежде всего, из космоса на Землю и обратно [16]. В пределах нашей планеты происходит поток веществ: атмосфера и суша  $\rightleftharpoons$  Мировой океан. При этом количество Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Sn и As, попадающих в 80-е годы в Мировой океан со сбросами через реки, уже в 10 раз больше, чем при естественных геологических процессах [179].

По "нисходящей" следуют этажи структуры потоков веществ: между разными слоями и регионами океанов и морей, между разными экосистемами и сообществами, между средой и организмом, между различными тканями и клетками, между внутриклеточными и молекулярно-биологическими структурами.

Мощности доз ионизирующих излучений, воздействующих на водные организмы и экосистемы, можно подразделить на следующие диапазоны [81, 165, 166]: 1) минимально возможный, подфоновый — зона предполагаемой радиационной недостаточности ( $< 4 \cdot 10^{-5}$  Гр·год $^{-1}$ ); 2) фоновый — зона радиационного благополучия ( $4 \cdot 10^{-5} - 5 \cdot 10^{-3}$  Гр·год $^{-1}$ ); 3) вызывающий физиологический отклик, соизмеримый с природными биохимико-физиологическими флуктуациями, — зона физиологической маскировки ( $5 \cdot 10^{-3} - 4 \cdot 10^{-2}$  Гр·год $^{-1}$ ); 4) производящий сдвиги в популяциях радиочувствительных видов без изменения функции сообществ — зона экологической маскировки ( $4 \cdot 10^{-2} - 3,65$  Гр·год $^{-1}$ ); 5) оказывающий поражающее действие на экосистемы, начиная с наиболее радиочувствительных ( $> 3,65$  Гр·год $^{-1}$ ).

Для сравнения отметим, что в природе, а именно в радиационных поясах Земли, зарегистрированы колоссальные мощности доз: за счет электронов —  $1,8 \cdot 10^9$  и за счет протонов —  $3,65 \cdot 10^6$  Гр·год $^{-1}$  [24].

Аналогично можно подразделить поток химических веществ по диапазонам: 1) недостаточный для поддержания жизнедеятельности (подфоновый) или индифферентный; 2) оптимальный (фоновый); 3) вызывающий обратимые и адаптивные изменения на уровне организма, а также составляющих его структур и их функций; 4) обуславливающий саморегулируемые сдвиги на уровне популяции; 5) производящий нефатальные изменения на уровне сообществ; 6) разрушающий экосистемы.

Таким образом, динамическая радиохеомозкология включает в сферу своей компетенции определение и расчеты как существующих в природе (фоновых), так и, главным образом, предельно допустимых потоков естественных, антропогенно-усиленных (или обедненных) и новых для природы радиоактивных и химических факторов, которые выдерживают морские экосистемы, осуществляя биологическое кондиционирование среды в процессе минерализации, биотрансформации, биоседimentации и ремобилизации веществ. Составление сводок по экологической

емкости разных морских и океанических регионов, а также Мирового океана в целом в отношении разнообразных радиоактивных и химических загрязнений — конечная цель прикладной динамической радиохеомозкологии морей и океанов, которая должна войти составной частью в систему экологического мониторинга загрязнений [41] и экологического нормирования токсикантов [52], служащую интересам народного хозяйства, здравоохранения и охраны природы.



# ФОНОВЫЙ СОСТАВ ПРИРОДНЫХ ВОД, ИХ ЗАГРЯЗНЕННОСТЬ И АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА МИРОВОЙ ОКЕАН

## 1.1. Радионуклидный и химический состав морской воды

Естественная радиоактивность морских вод определяется: отдельными долгоживущими радионуклидами: радиоактивными семействами урана, актиния и тория (табл. 1.1) и космогенными радионуклидами (табл. 1.2).

Общий запас естественной радиоактивности во всей воде Мирового океана составляет  $1,474 \cdot 10^{22}$  Бк, а в верхней 10-метровой толще его глубоководных осадков —  $2,726 \cdot 10^{22}$  Бк [115].

Многие естественные радионуклиды с большим периодом полураспада ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) распределены равномерно в толще вод океанов, а радионуклиды с достаточно коротким периодом полураспада (например,  $^3\text{H}$ , возникающий в атмосфере) — в зависимости от источника их происхождения. Концентрации искусственных радионуклидов в морской воде связаны с районами взрывов ядерного и термоядерного оружия или выпадения осколочных продуктов деления и наведенных продуктов, местами сбросов или сливов радиоактивных отходов, аварий и аварийного инспектирования ядерного материала в среду.

Данные о химических формах элементов и величинах их концентраций в морской и интерстициальной воде (табл. 1.3, 1.4, 1.6), а также в гидробионтах (табл. 1.5) — необходимый исходный материал для оценки и прогнозирования судьбы загрязнений.

В морской воде содержатся многочисленные растворенные органические вещества, составляющие в сумме в пересчете на углерод  $1 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  (табл. 1.7).

Таблица 1.1. Концентрации радионуклидов в морской воде [89]

| Радионуклид       | Период полураспада      | Активность расп. $\cdot (\text{мин} \cdot \text{л})^{-1}$ |                   |                   | Энергия распада $\text{Дж} \cdot (\text{с} \cdot \text{л})^{-1}$ |
|-------------------|-------------------------|-----------------------------------------------------------|-------------------|-------------------|------------------------------------------------------------------|
|                   |                         | $\alpha$                                                  | $\beta$           | $\gamma$          |                                                                  |
| $^{48}\text{Ca}$  | $2 \cdot 10^{16}$ лет   | —                                                         | $7 \cdot 10^{-4}$ | —                 | —                                                                |
| $^{115}\text{In}$ | $6 \cdot 10^{14}$ лет   | —                                                         | $3 \cdot 10^{-4}$ | —                 | $3,9 \cdot 10^{-20}$                                             |
| $^{40}\text{K}$   | $1,36 \cdot 10^9$ лет   | —                                                         | 660               | 90                | $2,7 \cdot 10^{-12}$                                             |
| $^{138}\text{La}$ | $7 \cdot 10^{10}$ лет   | —                                                         | $10^{-6}$         | $2 \cdot 10^{-5}$ | $1 \cdot 10^{-20}$                                               |
| $^{87}\text{Rb}$  | $6,6 \cdot 10^{10}$ лет | —                                                         | 10                | —                 | $7,4 \cdot 10^{-15}$                                             |
| $^{124}\text{Sn}$ | $1,5 \cdot 10^{17}$ лет | —                                                         | $10^{-11}$        | —                 | —                                                                |
| Семейство урана   |                         |                                                           |                   |                   |                                                                  |
| $^{238}\text{U}$  | $4,5 \cdot 10^9$ лет    | 2                                                         | —                 | 0,4               | } $4,9 \cdot 10^{-14}$                                           |
| $^{234}\text{Th}$ | 24,3 сут                | —                                                         | 2                 | 0,3               |                                                                  |
| $^{234}\text{Pa}$ | 1,15 мин                | —                                                         | 2                 | 0,1               |                                                                  |
| $^{234}\text{Pa}$ | 6,7 ч                   | —                                                         | 0,06              | 0,006             |                                                                  |
| $^{234}\text{U}$  | $2,5 \cdot 10^5$ лет    | 2                                                         | —                 | 0,5               |                                                                  |

Табл. 1.1. (продолжение)

| Радио-<br>нуклид  | Период по-<br>лураспада   | Активность расп. · (мин · л) <sup>-1</sup> |                       |                      | Энергия<br>распада<br>Дж · (с · л) <sup>-1</sup> |
|-------------------|---------------------------|--------------------------------------------|-----------------------|----------------------|--------------------------------------------------|
|                   |                           | <i>α</i>                                   | <i>β</i>              | <i>γ</i>             |                                                  |
| <sup>230</sup> Th | 8,1 · 10 <sup>4</sup> лет | 0,04                                       | —                     | 0,001                | 4,9 · 10 <sup>-16</sup>                          |
| <sup>226</sup> Ra | 1620 лет                  | 0,2                                        | —                     | —                    | } 2 · 10 <sup>-14</sup>                          |
| <sup>222</sup> Rn | 3,825 сут                 | 0,2                                        | —                     | —                    |                                                  |
| <sup>218</sup> Po | 3,05 мин                  | 0,2                                        | 0,006                 | —                    |                                                  |
| <sup>218</sup> At | 2 с                       | 5 · 10 <sup>-5</sup>                       | —                     | —                    |                                                  |
| <sup>214</sup> Pb | 26,8 мин                  | —                                          | 0,2                   | 0,2                  |                                                  |
| <sup>214</sup> Bi | 19,7 мин                  | 7 · 10 <sup>-5</sup>                       | 0,2                   | 0,2                  |                                                  |
| <sup>210</sup> Tl | 1,4 мин                   | —                                          | 7 · 10 <sup>-14</sup> | —                    |                                                  |
| <sup>214</sup> Po | 1,64 · 10 <sup>-4</sup> с | 0,2                                        | —                     | —                    |                                                  |
| <sup>210</sup> Pb | 22 года                   | —                                          | 0,2                   | 0,2                  |                                                  |
| <sup>210</sup> Bi | 5 сут                     | —                                          | 0,2                   | —                    | } 1 · 10 <sup>-15</sup>                          |
| <sup>210</sup> Po | 139 сут                   | 0,2                                        | —                     | 0,2                  |                                                  |
| Семейство актиния |                           |                                            |                       |                      |                                                  |
| <sup>235</sup> U  | 7,1 · 10 <sup>8</sup> лет | 0,1                                        | —                     | 0,1                  | } 1 · 10 <sup>-15</sup>                          |
| <sup>231</sup> Th | 25,5 ч                    | —                                          | 0,1                   | 0,1                  |                                                  |
| <sup>231</sup> Pa | 3,3 · 10 <sup>4</sup> лет | 0,005                                      | —                     | 0,005                | } 4,9 · 10 <sup>-16</sup>                        |
| <sup>227</sup> Ac | 22 года                   | 5 · 10 <sup>-5</sup>                       | 0,005                 | —                    |                                                  |
| <sup>223</sup> Fr | 21 мин                    | —                                          | 5 · 10 <sup>-5</sup>  | —                    |                                                  |
| <sup>227</sup> Th | 18,7 сут                  | 0,005                                      | —                     | 0,005                |                                                  |
| <sup>223</sup> Ra | 11,2 сут                  | 0,005                                      | —                     | 0,005                |                                                  |
| <sup>219</sup> Rn | 3,92 с                    | 0,005                                      | —                     | 0,002                |                                                  |
| <sup>215</sup> Po | 1,83 · 10 <sup>-3</sup> с | 0,005                                      | —                     | —                    |                                                  |
| <sup>211</sup> Pb | 36 мин                    | —                                          | 0,005                 | 0,002                |                                                  |
| <sup>211</sup> Bi | 2,16 мин                  | 0,005                                      | —                     | 2 · 10 <sup>-5</sup> |                                                  |
| <sup>211</sup> Po | 0,52 с                    | 2 · 10 <sup>-5</sup>                       | —                     | —                    | } 4,9 · 10 <sup>-16</sup>                        |
| <sup>207</sup> Tl | 4,79 мин                  | —                                          | 0,005                 | 0,005                |                                                  |

| Радио-<br>нуклид  | Период по-<br>лураспада    | Активность расп. · (мин·л) <sup>-1</sup> |         |                      | Энергия<br>распада, $\sqrt{\text{Дж} \cdot (\text{с} \cdot \text{л})^{-1}}$ |
|-------------------|----------------------------|------------------------------------------|---------|----------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
|                   |                            | $\alpha$                                 | $\beta$ | $\gamma$             |                                                                             |
| Семейство тория   |                            |                                          |         |                      |                                                                             |
| <sup>232</sup> Th | 1,4 · 10 <sup>10</sup> лет | 0,01                                     | —       | 0,003                | 1,5 · 10 <sup>-15</sup>                                                     |
| <sup>228</sup> Ra | 6,7 года                   | —                                        | 0,01    | —                    |                                                                             |
| <sup>228</sup> Ac | 6,13 года                  | —                                        | 0,01    | 0,01                 |                                                                             |
| <sup>228</sup> Th | 1,9 года                   | 0,01                                     | —       | 0,04                 |                                                                             |
| <sup>224</sup> Ra | 3,64 сут                   | 0,01                                     | —       | 5 · 10 <sup>-4</sup> |                                                                             |
| <sup>220</sup> Rn | 54,5 с                     | 0,01                                     | —       | —                    |                                                                             |
| <sup>216</sup> Po | 0,159 с                    | 0,001                                    | —       | —                    |                                                                             |
| <sup>212</sup> Pb | 10,6 ч                     | —                                        | 0,001   | 0,01                 |                                                                             |
| <sup>212</sup> Bi | 60,5 мин                   | —                                        | 0,001   | 0,005                |                                                                             |
| <sup>208</sup> Th | 3,1 мин                    | —                                        | 0,005   | 0,005                |                                                                             |
| <sup>212</sup> Po | 3,03 · 10 <sup>-7</sup> с  | 0,01                                     | —       | —                    |                                                                             |

Таблица 1.2. Концентрации космогенных радионуклидов в поверхностном слое океанов [89]

| Радио-<br>нуклид | Период по-<br>лураспада   | Активность                      |                                             |
|------------------|---------------------------|---------------------------------|---------------------------------------------|
|                  |                           | расп. · (мин · л) <sup>-1</sup> | расп. · (мин · г) <sup>-1</sup><br>элемента |
| <sup>3</sup> H   | 12,5 года                 | 0,036                           | 3,3 · 10 <sup>-4</sup>                      |
| <sup>7</sup> Be  | 53 сут                    | 0—0,75                          | —                                           |
| <sup>10</sup> Be | 2,5 · 10 <sup>6</sup> лет | 10 <sup>-6</sup>                | 1,6 · 10 <sup>-3</sup>                      |
| <sup>14</sup> C  | 5730 лет                  | 0,260                           | 10                                          |
| <sup>26</sup> Al | 7,4 · 10 <sup>5</sup> лет | 1,2 · 10 <sup>-8</sup>          | 1,2 · 10 <sup>-3</sup>                      |
| <sup>32</sup> Si | 500 лет                   | 2,4 · 10 <sup>-5</sup>          | 8,0 · 10 <sup>-3</sup>                      |
| <sup>36</sup> Cl | 3,1 · 10 <sup>5</sup> лет | 0,55 · 10 <sup>-3</sup>         | 3 · 10 <sup>-5</sup>                        |
| <sup>39</sup> Ar | 270 лет                   | 2,9 · 10 <sup>-6</sup>          | 5,0 · 10 <sup>-3</sup>                      |

## Химические формы элементов в морской воде:

Ag—AgCl<sub>2</sub><sup>-</sup> [121], AgCl<sub>3</sub><sup>2-</sup> [89], AgCl<sub>4</sub><sup>3-</sup> [124]  
 Al — коллоид, Al(OH)<sub>4</sub><sup>-</sup> [121, 124], Al(OH)<sub>2</sub><sup>+</sup>? Al(OH)<sub>3</sub>? [89]  
 Ar—Ar [89, 121]  
 As—AsO<sub>4</sub>H<sup>2-</sup>, органическая [121], HAsO<sub>4</sub><sup>2-</sup> [89, 124], H<sub>2</sub>AsO<sub>4</sub><sup>-</sup>,  
 H<sub>3</sub>AsO<sub>4</sub>, H<sub>3</sub>AsO<sub>3</sub>, органокомплексы [89]  
 Au—AuCl<sub>2</sub><sup>-</sup> [89, 121]

$\text{B}-\text{B}(\text{OH})_3$  [89, 121],  $\text{B}(\text{OH})_4^-$ ,  $\text{HBO}_3^{2-}$ , органокомплексы, комплексы с  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  [89]  
 $\text{Ba}-\text{Ba}^{2+}$  [89, 121],  $\text{BaSO}_4$  [89]  
 $\text{Be}-\text{BeOH}^+$  [121], гидросокомплексы? [89]  
 $\text{Bi}-\text{BiO}^+$  [121],  $\text{BiO}^+?$   $\text{BiOCl}?$   $\text{BiCl}_4?$  [89]  
 $\text{Br}-\text{Br}^-$  [89, 121]  
 $\text{C}-\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  [121],  $\text{CO}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$  [89]  
 $\text{Ca}-\text{Ca}^{2+}$  [89, 121]  
 $\text{Cd}$  – коллоид,  $\text{CdCl}_2$  [121, 124],  $\text{CdCl}^+$  [89, 124],  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{CdSO}_4$  [89]  
 $\text{Ce}-\text{Ce}^{3+}$  [121]  
 $\text{Cl}-\text{Cl}^-$  [89, 121]  
 $\text{Co}-\text{Co}^{2+}$  [89, 121, 124],  $\text{CoCO}_3$  [121],  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{CoCl}^+?$   $\text{CoOH}^+?$  органокомплексы [89]  
 $\text{Cr}-\text{Cr}(\text{OH})_3$ ,  $\text{CrO}_4^{2-}$  [121], гидрокомплексы? [89]  
 $\text{Cs}-\text{Cs}^+$  [89, 121]  
 $\text{Cu}-\text{CuOH}^+$  [89, 121, 124],  $\text{CuCO}_3$  [121, 124],  $\text{Cu}^{2+}$  [89, 124], органокомплексы [89]  
 $\text{Dy}-\text{DyOH}^{2+}$  [121], гидрокомплексы? [89]  
 $\text{Er}-\text{ErOH}^{2+}$  [121]  
 $\text{Eu}-\text{EuOH}^{2+}$  [121], гидрокомплексы? [89]  
 $\text{F}-\text{F}^-$ ,  $\text{MgF}^+$  [89, 121]  
 $\text{Fe}$  – коллоид,  $\text{Fe}(\text{OH})_2^{2+}$  [121],  $\text{Fe}(\text{OH})_3?$  [124],  $\text{FeOOH}$ , органокомплексы,  $\text{FeH}_3\text{SiO}_4^{2+}$  [89]  
 $\text{Ga}-\text{Ga}(\text{OH})_3^+$  [121], гидрокомплексы [89]  
 $\text{Gd}-\text{GdOH}^{2+}$  [121], гидрокомплексы [89]  
 $\text{Ge}-\text{GeO}_4\text{H}_3^-$  [89, 121],  $\text{Ge}(\text{OH})_4$ ,  $\text{GeO}_2(\text{OH})_2^{2-}$  [89]  
 $\text{H}-\text{H}_2\text{O}$  [89, 131],  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$  [89]  
 $\text{He}-\text{He}$  [121]  
 $\text{Hf}-\text{Hf}(\text{OH})_4$  [121]  
 $\text{Hg}-\text{HgCl}_2^{2-}$  [89, 121, 124],  $\text{HgCl}_3^-$ ,  $\text{HgCl}_3\text{Br}^{2-}$  [124], органическая [121]  
 $\text{Ho}-\text{HoOH}^{2+}$  [121], гидрокомплексы [89]  
 $\text{I}-\text{I}^-$ ,  $\text{IO}_3^-$ ,  $\text{CH}_3\text{I}$  [89, 121],  $\text{I}_2$  [89]  
 $\text{In}$  – гидрокомплексы [89]  
 $\text{K}-\text{K}^+$  [89, 121],  $\text{KSO}_4^-$  [89]  
 $\text{Kr}-\text{Kr}$  [89, 121]  
 $\text{La}-\text{La}^{3+}$  [121], гидрокомплексы? [89]  
 $\text{Li}-\text{Li}^+$  [89, 121]  
 $\text{Lu}-\text{LuOH}^{2+}$  [121], гидрокомплексы? [89]  
 $\text{Mg}-\text{Mg}^{2+}$  [89, 121],  $\text{MgSO}_4$  [89]  
 $\text{Mn}-\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{MnCl}^+$  [89, 131],  $\text{Mn}(\text{OH})_3?$   $\text{Mn}(\text{OH})_4?$  [89, 134],  $\text{MnSO}_4$ ,  $\text{MnOH}^+$ , органокомплексы [89]  
 $\text{Mo}-\text{MoO}_4^{2-}$  [89, 121, 124]  
 $\text{N}-\text{NH}_3 + \text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$  [89, 121],  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_2\text{OH}?$  [89]  
 $\text{Na}-\text{Na}^+$  [89, 121]  
 $\text{Nd}-\text{Nd}^{3+}$  [121], гидрокомплексы? [89]  
 $\text{Ne}-\text{Ne}$  [89, 121]  
 $\text{Ni}-\text{Ni}^{2+}$  [89, 121, 124],  $\text{NiCO}_3$  [121],  $\text{NiOH}^+?$   $\text{NiCl}^+?$  [89, 124]

$\text{O}-\text{OH}_2$  [89, 121],  $\text{O}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$  [89]  
 $\text{P}-\text{HPO}_4^{2-}$  [89, 121],  $\text{MgPO}_4$  [121]  
 $\text{Pb}-\text{PbCO}_3$ , коллоид [121],  $\text{Pb}^{2+}$  [89],  $\text{PbOH}^+$ ,  $\text{PbCl}^+$  [89, 124],  $\text{PbCl}_2^0$  [124]  
 $\text{Pr}-\text{Pr}^{3+}$  [121], гидрокомплексы? [89]  
 $\text{Ra}-\text{Ra}^{2+}$  [89, 121]  
 $\text{Rb}-\text{Rb}^+$  [89, 121]  
 $\text{Re}-\text{ReO}_4^-$  [89, 121]  
 $\text{Rn}-\text{Rn}$  [89, 121]  
 $\text{S}-\text{SO}_4^{2-}$  [89, 121],  $\text{NaSO}_4^-$  [121],  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{S}$ ,  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_3^{2-}$  [89]  
 $\text{Sb}-\text{Sb}(\text{OH})_6^-$  [121, 124],  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ ?  $\text{Sb}(\text{V})$ ,  $\text{Sb}(\text{III})$  [89]  
 $\text{Sc}-\text{Sc}(\text{OH})_3$  [121], гидроксокомплексы? [89]  
 $\text{Se}-\text{SeO}_3^{2+}$  [121],  $\text{SeO}_4^{2-}$  [89, 134],  $\text{Se}(\text{IV})$  [89]  
 $\text{Si}-\text{Si}(\text{OH})_4$  [89, 131], коллоид [121]  
 $\text{Sm}-\text{SmOH}^{2+}$  [121], гидроксокомплексы? [89]  
 $\text{Sn}-\text{SnO}_4\text{H}_3$ , органическая [121], гидроксокомплексы? [89]  
 $\text{Sr}-\text{Sr}^{2+}$  [89, 121]  
 $\text{Tb}-\text{TbOH}^{2+}$  [121], гидроксокомплексы? [89]  
 $\text{Te}-\text{TeO}_3\text{H}^-$  [121]  
 $\text{Th}-\text{Th}(\text{OH})_4$  [121], гидроксокомплексы? [89]  
 $\text{Ti}-\text{Ti}(\text{OH})_4$ ? [89]  
 $\text{Tl}-\text{Tl}^+$  [89]  
 $\text{Tm}-\text{TmOH}^{2+}$  [121], гидроксокомплексы? [89]  
 $\text{U}-\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$  [121],  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ ? [89]  
 $\text{V}-\text{H}_2\text{VO}_4$ ,  $\text{HVO}_4^{2-}$  [121, 124],  $\text{VO}_2(\text{OH})_3^{2-}$  [89],  $(\text{H}_2\text{V}_4\text{O}_{13})^{4-}$ ,  $\text{VO}_3^-$  [124]  
 $\text{W}-\text{WO}_4^{2-}$  [89, 121]  
 $\text{Xe}-\text{Xe}$  [121]  
 $\text{Y}-\text{Y}(\text{OH})_3$  [121], гидроксокомплексы? [89]  
 $\text{Yb}-\text{YbOH}^{2+}$  [121], гидроксокомплексы [89]  
 $\text{Zn}-\text{Zn}^{2+}$  [89, 121, 124],  $\text{ZnOH}^+$  [89, 121],  $\text{ZnCl}^+$  [89, 124],  $\text{ZnClOH}^?$ , гидроксокомплексы [89]  
 $\text{Zr}-\text{Zr}(\text{OH})_4$  [121], гидроксокомплексы [89]

Таблица 1.3. Концентрация химических элементов в морской воде,  $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$

| Элемент | Среднее |        | Диапазон       |              |
|---------|---------|--------|----------------|--------------|
|         | [121]   | [89]   | [121]          | [89]         |
| Ag      | 0,04    | 0,1    | 0,03 – 2,7     | 0,019 – 120  |
| Al      | 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  |
| B       | 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     | —            |

Табл. 1.3. (продолжение)

| Элемент | Среднее                |                    | Диапазон                              |                                      |
|---------|------------------------|--------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|
|         | [121]                  | [89]               | [121]                                 | [89]                                 |
| Br      | 67300                  | 68000              | —                                     | 12 100 – 66 300                      |
| C       | 28000                  | 28 000             | —                                     | —                                    |
| 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                        |
| Cl      | 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                           |
| 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                             |
| H       | 110000000              | 107000000          | —                                     | —                                    |
| He      | 0,007                  | —                  | —                                     | —                                    |
| Hf      | 0,007                  | —                  | —                                     | < 0,008                              |
| Hg      | 0,03                   | 0,05               | 0,01 – 0,22                           | < 0,003 – 0,36                       |
| Ho      | 0,00022                | 0,03               | —                                     | 0,00012 – 0,00059                    |
| I       | 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                            |
| Mo      | 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                            |
| O       | 883000000              | 856000000          | —                                     | —                                    |
| P       | 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                           |
| Po      | $1,5 \cdot 10^{-11}$   | $2 \cdot 10^{-11}$ | $7 \cdot 10^{-12} - 2 \cdot 10^{-11}$ | —                                    |
| Pr      | 0,00064                | 0,0006             | —                                     | 0,00041 – 0,002                      |



Табл. 1.3. (окончание)

| Элемент | Среднее             |                    | Диапазон                |                                       |
|---------|---------------------|--------------------|-------------------------|---------------------------------------|
|         | [121]               | [89]               | [121]                   | [89]                                  |
| 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<br>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<br>10 100                |
| 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                          |
| Ta      | 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 -<br>0,002                  |
| Ti      | 1                   | 1                  | —                       | 0,16 - 19                             |
| Tl      | 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                           |

В целом в Мировом океане находится органического углерода: в растворенной форме —  $2 \cdot 10^{11}$  т, в виде детрита —  $2 \cdot 10^{10}$  т, фитопланктона —  $4 \cdot 10^9$  т, зоопланктона —  $10^8$  т и бактерий —  $10^8$  т [126].

## 1.2. Радиоактивные загрязнения и их потенциальная опасность

Литература по глобальным радиоактивным выпадениям и обусловленным ими концентрациям искусственных радионуклидов обширна [170]. Атомная промышленность и энергетика создают в сумме значительно меньшее количество радиоактивных загрязнений ( $n \cdot 10^{17}$  Бк) в виде отходов так называемых низких и средних активностей. Как известно, некоторые государства сбрасывают их непосредственно в морскую среду, включая шельфовую зону. Среди таких стран на первом месте стоит Великобритания. Приведем один пример: близ трубопровода —

Таблица 1.4. Металлы в интерстициальных водах и морской воде,  $10^{-9}$  г · г<sup>-1</sup> [124].

| Морской район                                                       | Глубина в осадке, см | Cd  | Co    | Cu  | Fe    |
|---------------------------------------------------------------------|----------------------|-----|-------|-----|-------|
| Побережье Южной Калифорнии, бассейн Санта Круз (Окислительная зона) | 0-5                  | 0,5 | < 0,5 | 5,2 | 15    |
| Там же (Восстановительная зона)                                     | 25-30                | 4,5 | < 0,3 | 10  | 5,5   |
| Морская вода                                                        | 0-5                  | 0,6 | 2,7   | 2,8 | 51    |
| Британская Колумбия, ручей Саанич (Восстановительная зона)          | 25-30                | 2,9 | < 0,3 | 2,1 | 18    |
| Морская вода                                                        | —                    | 0,5 | 0,1   | 2   | 1     |
| Морская вода                                                        | 0-15                 | —   | 1,8   | 3,5 | 120   |
| Морская вода                                                        | 50-60                | —   | 1,8   | 3,5 | 43    |
| Морская вода                                                        | —                    | —   | < 1,0 | 2,8 | 5,5   |
| Западное Средиземноморье                                            | 0-35                 | —   | —     | 41  | 48    |
| Западная Шотландия                                                  | 0-10                 | —   | 22    | 20  | 180   |
| Лох Файн                                                            | 70-80                | —   | 18    | 270 | 120   |
| Юго-Западная Англия, эстуарий Тамар                                 | 0-1                  | —   | —     | 3   | 390   |
| (Осадок в приливно-отливной зоне)                                   | 5-25                 | —   | —     | 1   | 620   |
| Морская вода (13,6‰)                                                | —                    | —   | —     | 3   | 10    |
| Ручей Рестонгет                                                     | 0-1                  | —   | —     | 140 | 15700 |
| (Осадок в приливно-отливной зоне)                                   | 5-25                 | —   | —     | 3   | 4050  |
| Морская вода (23,8‰)                                                | —                    | —   | —     | 50  | 2     |

| Морской район                                                       | Глубина в осадке, см | Mn   | Ni  | Pb | Zn  |
|---------------------------------------------------------------------|----------------------|------|-----|----|-----|
| Побережье Южной Калифорнии, бассейн Санта Круз (Окислительная зона) | 0-5                  | 74   | 2,5 | —  | 13  |
| Там же (Восстановительная зона)                                     | 25-30                | 95   | 2,8 | —  | 23  |
| Морская вода                                                        | 0-5                  | 1,5  | 6,5 | —  | 72  |
| Британская Колумбия, ручей Саанич (Восстановительная зона)          | 25-30                | 1,5  | 2,8 | —  | 14  |
| Морская вода                                                        | —                    | 2    | 1   | —  | 4   |
| Морская вода                                                        | 0-15                 | 1000 | 5,0 | —  | 20  |
| Морская вода                                                        | 50-60                | 400  | 8,0 | —  | 20  |
| Морская вода                                                        | —                    | 340  | 1,3 | —  | 26  |
| Западное Средиземноморье                                            | 0-35                 | 2030 | 5   | —  | 170 |
| Западная Шотландия                                                  | 0-10                 | 1920 | 30  | 26 | 54  |
| Лох Файн                                                            | 70-80                | 400  | 36  | 72 | 88  |
| Юго-Западная Англия, эстуарий Тамар                                 | 0-1                  | 430  | —   | —  | 36  |
| (Осадок в приливно-отливной зоне)                                   | 5-25                 | 680  | —   | —  | 17  |
| Морская вода (13,6‰)                                                | —                    | 70   | —   | —  | 16  |
| Ручей Рестонгет                                                     | 0-1                  | 1790 | —   | —  | 740 |
| (Осадок в приливно-отливной зоне)                                   | 5-25                 | 350  | —   | —  | 100 |
| Морская вода (23,8‰)                                                | —                    | 140  | —   | —  | 800 |

Таблица 1.5. Концентрации металлов\* в разных группах гидробионтов  
(мкг·г<sup>-1</sup> сухого вещества в целых организмах, исключая раковины моллюсков) [124]

| Металлы                               | Морская вода | Водоросли (все типы) | Фитопланктон | Группы фильтраторов    |                                       |              |         | 50% хищников и 50% растительно-ядных или питающихся взвесью |           | Преимущественно хищники |                  |             |      |
|---------------------------------------|--------------|----------------------|--------------|------------------------|---------------------------------------|--------------|---------|-------------------------------------------------------------|-----------|-------------------------|------------------|-------------|------|
|                                       |              |                      |              | Зоопланктон (копеподы) | Оболочники (главным образом, асцидии) | Двусторчатые |         | Брюхоногие                                                  | Иглокожие | Декаподы                | Кишечнополостные | Головоногие | Рыбы |
|                                       |              |                      |              |                        |                                       | разные виды  | устрицы |                                                             |           |                         |                  |             |      |
| Ag                                    | 0,0001       | 0,2                  | 0,2          | 0,1                    | —                                     | 0,3          | 6       | 1                                                           | 1         | 0,4                     | 0,03             | 1           | 0,1  |
| Al                                    | 0,005        | 800                  | 120          | 70                     | —                                     | 500          | 25      | 100                                                         | 160       | 300                     | 55               | 9           | 20   |
| As                                    | 0,0023       | 20                   | —            | —                      | 5                                     | 15           | 10      | 20                                                          | 5         | 30                      | 20               | 40          | 10   |
| Cd                                    | 0,00005      | 0,5                  | 2            | 4                      | 1                                     | 2            | 10      | 6                                                           | 2         | 1                       | 1                | 5           | 0,2  |
| Co                                    | 0,00002      | 0,7                  | 1            | 1—                     | 2                                     | 1            | 10      | 1                                                           | 0,4       | 0,2                     | 0,5              | 0,1         | 0,1  |
| Cr                                    | 0,0006       | 0,9                  | 1,5          | 1                      | —                                     | 1,5          | 1,5     | 1                                                           | 0,4       | 0,3                     | 0,4              | 0,1         | 0,5  |
| Cu                                    | 0,003        | 15                   | 7            | 10                     | 30                                    | 10           | 100     | 60                                                          | 10        | 70                      | 10               | 130         | 3    |
| Fe                                    | 0,003        | 300                  | 430          | 197                    | 1500                                  | 400          | 300     | 300                                                         | 250       | 160                     | 150              | 60          | 50   |
| Hg                                    | 0,00005      | 0,15                 | 0,17         | 0,1                    | 0,1                                   | 0,4          | 0,4     | 0,2                                                         | 0,3       | 0,4                     | 0,1              | 0,3         | 0,4  |
| Mn                                    | 0,002        | 50                   | 9            | 4                      | 50                                    | 25           | 10      | 10                                                          | 40        | 40                      | 5                | 10          | 10   |
| Mo                                    | 0,01         | 0,5                  | 2            | 2                      | 1                                     | 2            | 1       | 1                                                           | 2         | 0,5                     | 2                | 0,3         | 1    |
| Ni                                    | 0,002        | 3                    | 3,2          | 2                      | 8                                     | 3            | 1       | 2                                                           | 2         | 1                       | 3                | 0,1         | 1    |
| Pb                                    | 0,00003      | 4                    | 4            | 3                      | 2                                     | 5            | 3       | 5                                                           | 2         | 1                       | 10               | 3           | 3    |
| Sb                                    | 0,0002       | 0,1                  | —            | —                      | 0,1                                   | 0,05         | 0,01    | 0,05                                                        | 0,02      | 0,02                    | 0,03             | 0,02        | 0,02 |
| Se                                    | 0,00045      | 0,1                  | —            | —                      | —                                     | 3            | 2       | —                                                           | —         | 4                       | —                | 3           | 1    |
| Sn                                    | 0,00001      | 1                    | 3            | —                      | 4                                     | 0,5          | 7       | 0,3                                                         | 0,2       | 2                       | 2                | 0,4         | —    |
| V                                     | 0,0015       | 3                    | 3            | 3                      | 70                                    | 2            | 2       | 0,1                                                         | 1         | 2                       | 3                | 0,4         | 1    |
| Zn                                    | 0,005        | 90                   | 38           | 113                    | 200                                   | 100          | 1700    | 200                                                         | 100       | 80                      | 50               | 250         | 80   |
| Содержание сухого вещества в сыром, % |              | 20                   | —            | 11                     | 5                                     | 20           | 20      | 20                                                          | 22—54     | 30                      | 3—19             | 25          | 25   |

\* Средние геометрические значения.

Таблица 1.6. Концентрации тяжелых металлов в насыщенном растворе в аэрированной морской воде при pH = 7,8 – 8,2 и 18–23 °C [46]

| Металл | Соединение, в котором он был внесен | Концентрация в равновесии с осадком, $10^{-6}$ г·г $^{-1}$ |               | Металл | Соединение, в котором он был внесен              | Концентрация в равновесии с осадком, $10^{-6}$ г·г $^{-1}$ |         |
|--------|-------------------------------------|------------------------------------------------------------|---------------|--------|--------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|---------|
|        |                                     | Максимум                                                   | Минимум       |        |                                                  | Максимум                                                   | Минимум |
| Ag     | AgNO <sub>3</sub>                   | 2,5                                                        | 2,2           | Fe     | FeCl <sub>3</sub>                                | 0,005                                                      | 0,005   |
| Cd     | CdCl <sub>2</sub>                   | 1000                                                       | 4             | Mo     | (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> | 750                                                        | 25      |
| Co     | CoCl <sub>2</sub>                   | 200                                                        | 30            | Ni     | NiCl <sub>2</sub>                                | 455                                                        | 23      |
| Cr     | K <sub>2</sub> CrO <sub>4</sub>     | Очень высокая                                              | Очень высокая | Pb     | Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>                | 0,7                                                        | 0,3     |
| Cu     | CuSO <sub>4</sub>                   | 0,8                                                        | 0,6           | V      | VSO <sub>4</sub>                                 | 150                                                        | 4       |
| Hg     | HgSO <sub>4</sub>                   | 700                                                        | 118           | W      | Na <sub>2</sub> WO <sub>4</sub>                  | 280                                                        | 2       |
|        |                                     |                                                            |               | Zn     | ZnCl <sub>2</sub>                                | 2,5                                                        | 1,2     |

Таблица 1.7. "Растворенные" органические компоненты морской воды [183]

| Компонент                    | Концентрация углерода, мкг·л $^{-1}$ | Компонент                    | Концентрация углерода, мкг·л $^{-1}$ |
|------------------------------|--------------------------------------|------------------------------|--------------------------------------|
| Свободные аминокислоты       | 10                                   | Витамины                     | 0,006                                |
| Комбинированные аминокислоты | 50                                   | Кетоны                       | 10                                   |
| Свободные сахара             | 20                                   | Альдегиды                    | 5                                    |
| Комбинированные сахара       | 200                                  | Углеводороды                 | 5                                    |
| Жирные кислоты               | 10                                   | Мочевина                     | 10                                   |
| Фенолы                       | 2                                    | Уроновые кислоты             | 18                                   |
| Стероиды                     | 0,2                                  | Неидентифицированная фракция | 660                                  |
|                              |                                      | Итого                        | 1000,206                             |

места слива у Уиндскейла  $^{137}\text{Cs}$  находится в концентрации более 25,15 Бк·л $^{-1}$ , а вдоль широкой прибрежной области у Самбриана, Ланкашира и Южно-Шотландской береговой линии – более 4,81 Бк·л $^{-1}$  и в районе взморья р.Клайд – более 3,33 Бк·л $^{-1}$  [115]. С 1971 по 1980 г. заводы по переработке отработавшего ядерного топлива в Уиндскейле (Селлафилде) выпустили в северо-западную часть Ирландского моря жидкие отходы активностью более 8,51·10<sup>16</sup> Бк, в результате чего облучение местных рыбаков достигло дозы, составляющей 44 % предельно-допустимой дозы МКРЗ, при потреблении только  $^{137}\text{Cs}$  с рыбой. В связи с этим Бакстер [115] делает следующее сопоставление: если представить себе, что все высокорadioактивные отходы (4,44·10<sup>21</sup> Бк), которые, возможно, будут предназначены для захоронения в океаническое ложе, окажутся равномерно перемешанными в воде Мирового океана, то они сформировали бы концентрацию 3,22 Бк·л $^{-1}$ . Сбросы ядерной промышленности ( $n \cdot 10^{17}$  Бк) уже создали по одному только  $^{137}\text{Cs}$  большие концентрации в отдельных шельфовых регионах.

Проведенный отделом радиационной и химической биологии Института биологии южных морей АН УССР многолетний мониторинг  $^{90}\text{Sr}$  в воде устья р.Дунай и прилегающего к нему взморья Черного моря показал четкую картину падения концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде в связи с действием Московского договора 1963 г. о прекращении ядерных испытаний в атмосфере, космосе и под водой [88]. При

этом эксплуатация многочисленных АЭС разных придунайских стран не проявилась на фоне глобальных загрязнений  $^{90}\text{Sr}$  в устье р. Дунай. В сводном сообщении [149] приводятся следующие концентрации этого радионуклида в воде устья р. Дунай с 1961 по 1981 г.:

| Год               | Концентрация,<br>Бк·л <sup>-1</sup> | Год               | Концентрация,<br>Бк·л <sup>-1</sup> |
|-------------------|-------------------------------------|-------------------|-------------------------------------|
| 1961 – 1963 ..... | 1,85 – 11,10                        | 1976 – 1978 ..... | 8,51 – 13,69                        |
| 1966 – 1967 ..... | 64,75 – 88,80                       | 1979 – 1981 ..... | 6,66 – 10,73                        |
| 1974 – 1975 ..... | 13,69 – 18,50                       |                   |                                     |

Такая же картина наблюдается в отношении концентраций  $^{90}\text{Sr}$  в рыбах устья р. Дунай с 1967 по 1979 г. [149]:

| Виды рыбы                                | Год               | Концентрация<br>в сырой массе,<br>Бк·кг <sup>-1</sup> |
|------------------------------------------|-------------------|-------------------------------------------------------|
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> ..... | 1967 .....        | 5,99                                                  |
|                                          | 1976 – 1978 ..... | 1,79 – 1,97                                           |
|                                          | 1979 .....        | 0,51 – 0,74                                           |
| <i>Silurus glanis</i> .....              | 1967 .....        | 1,56                                                  |
|                                          | 1976 – 1978 ..... | 0,28 – 0,53                                           |
| <i>Carassius vulgaris</i> .....          | 1967 .....        | 9,25                                                  |
|                                          | 1978 – 1979 ..... | 0,53 – 0,89                                           |

Близкие величины отмечены для  $^{137}\text{Cs}$  в той же акватории [88].

Табл. 1.8 содержит данные о количестве радиоактивных загрязнений в морской воде в результате ядерных взрывов и сбросов радиоактивных отходов, а также об общей радиоактивности биосферы антропогенного происхождения.

Темпы развития ядерной энергетики показывают, что к 2000 г. ожидается наращивание ее мощности, по разным оценкам до 900, 2000 и даже 2500 ГВт [180], что эквивалентно созданию максимально  $4,44 \cdot 10^{21}$  Бк высокоактивных отходов, в том числе:

$$\begin{aligned}
 &^{137}\text{Cs} - ^{137}\text{Ba} - 2,52 \cdot 10^{21}; \quad ^{90}\text{Sr} - ^{90}\text{Y} - 1,78 \cdot 10^{21}; \\
 &^{134}\text{Cs} - 1,07 \cdot 10^{20}; \quad ^{147}\text{Pm} - 1,04 \cdot 10^{20}; \quad ^{154}\text{Eu} - 6,67 \cdot 10^{19}; \\
 &^{244}\text{Cm} - 2,52 \cdot 10^{19}; \quad ^{151}\text{Sm} - 1,63 \cdot 10^{19} \text{ и } ^{125}\text{Sb} - 9,25 \cdot 10^{18} \text{ Бк [115]}.
 \end{aligned}$$

Таблица 1.8. Общее содержание искусственных радионуклидов, введенных в Мировой океан, Бк [168]

| Радиоактивность                                                       | 1970 г.                     | Прогноз 2000 г.        |
|-----------------------------------------------------------------------|-----------------------------|------------------------|
| Ядерные взрывы (глобальное распределение):                            |                             |                        |
| Осколочные продукты (исключая тритий)                                 | 0,74 – $2,23 \cdot 10^{19}$ | ? $3,70 \cdot 10^{18}$ |
| Тритий                                                                | $3,70 \cdot 10^{19}$        | ? $3,70 \cdot 10^{19}$ |
| Реакторы и переработка горючего (ограниченное местное распределение): |                             |                        |
| Осколочные и наведенные продукты (исключая тритий)                    | $1,11 \cdot 10^{16}$        | $1,11 \cdot 10^{18}$   |
| Тритий                                                                | $1,11 \cdot 10^{16}$        | ? $3,70 \cdot 10^{18}$ |
| Общая искусственная радиоактивность                                   | $3,70 \cdot 10^{19}$        | $3,70 \cdot 10^{19}$   |
| Радиоактивность природного $^{40}\text{K}$                            | $1,85 \cdot 10^{22}$        | $1,85 \cdot 10^{22}$   |

Для высокоактивных отходов решается вопрос: где их захоронить — в геологических формациях на суше или в океанском ложе [115]. (Заметим, что на далекое будущее имеются и проекты по выбросу этих отходов в космос.)

Через 100 лет после захоронения общая активность названных выше отходов составит  $4,07 \cdot 10^{20}$ , через 10 тыс. лет —  $5,55 \cdot 10^{17}$  и через 1 млн. лет —  $4,44 \cdot 10^{16}$  Бк. Анализ баланса радионуклидов в Мировом океане показывает, что высокорadioактивные отходы по активности становятся соизмеримыми с природной радиоактивностью воды всего Мирового океана и далеко, на два порядка величины, превосходят его радиоактивное загрязнение за счет ядерных взрывов [115]: естественные радионуклиды в морской воде —  $1,72 \cdot 10^{22}$ , естественные радионуклиды в верхнем 200-метровом слое донных осадков в океане  $6,29 \cdot 10^{23}$ , радиоактивные выпадения после ядерных взрывов  $7,4 \cdot 10^{19}$ , сбросы атомной промышленности —  $n \cdot 10^{17}$  и потенциальный вклад высокоактивных отходов —  $4,44 \cdot 10^{21}$  Бк.

Проблема высокорadioактивных отходов еще на решена и остается открытой. Решить эту проблему необходимо наиболее безопасным образом для будущего человечества.

По контрасту с такими тщательными и осторожными оценками и поисками безопасных путей обращения с высокоактивными отходами, (примерно  $4,44 \times 10^{21}$  Бк) над миром "нависла" опасность гораздо большей радиоактивности  $1,1 \cdot 10^{28}$  Бк, которая эквивалентна применению ядерных установок в глобальной ядерной войне мощностью  $5 \cdot 10^4$  Мт [110, 181].

Рассмотрим кратко, чем угрожает глобальная ядерная война экологическим процессам в Мировом океане. Названные  $5 \cdot 10^4$  Мт соответствуют  $5,55 \cdot 10^{28}$  Бк через 1 мин после ядерных взрывов. Спустя 12 ч после взрывов радиоактивность будет составлять  $5,55 \cdot 10^{23}$  Бк (вследствие распада наиболее короткоживущих радионуклидов). Иными словами, то количество, которое мировая ядерная энергетика постепенно произведет в мирных условиях и тщательно захоронит в качестве отходов к 2000 г. ( $3,7 \cdot 10^{21}$  Бк), будет превзойдено на несколько порядков величин при инжектировании в окружающую среду радиоактивных продуктов в случае мировой ядерной войны. Эта радиоактивность создала бы (при учете коэффициента накопления порядка  $10^3$ ) мощность поглощенной дозы в планктоне, нейтоне и нектоне фотического слоя, равную  $10^4$  Зв·сут<sup>-1</sup>. Ясно, что только наиболее радиорезистентные, т.е. просто организованные, формы жизни (бактериофаги, бактерии, сине-зеленые водоросли и т.п.) могут сохраниться в таких условиях в слое океана, производящем в результате фотосинтетической деятельности фитопланктона кислород и органическое вещество.

### 1.3. Химические загрязнения морской среды и их опасность

Обширная "Библиография глобального морского загрязнения" [127] и сводка Боуена [121] отражают исследования и масштабы химического загрязнения морей и океанов (табл. 1.9).

По прогнозам [6], объем поступающих в океан загрязненных вод может составить в 2000 г.  $23400 \text{ км}^3 \cdot \text{год}^{-1}$ , т.е. 50 % суммарного речного стока.

Концентрация Pb в поверхностных водах прибрежных экваторий у США со стороны Тихого океана в несколько раз превышает его концентрацию в открытых водах этого же океана. Каждые 12 лет производство пластмассовых изделий удваивается. В море попадает  $4,48 \cdot 10^4$  т пластмассовых отходов в год только с корабельным мусором [179].

В Средиземное море сливают: 430 млрд т·год<sup>-1</sup> хозяйственных отходов (90 % которых неочищенные), а также отходы береговой промышленности, в том числе — 5000 т Zn, 1400 т Pb, 950 т Cr и 10 т Hg ежегодно (с реками 100 т Hg и через атмосферу — 400 т Hg в год), а также 80 т устойчивых пестицидов в год [178].

Масштабы разработок полезных ископаемых возросли настолько, что для очень многих химических элементов – Ag, As, Au, B, Ba, Bi, C, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, N, Ni, P, Pb, Pd, Sb, Sn, Te, W и Zn – добыча превосходит выветривание и вынос реками (табл. 1.9). В процессе сжигания вносится в окружающую среду больше C, Hg, N, Pb и Te, чем их выветривается и выносятся реками.

Источниками загрязнения вод морей и океанов также служат: разведка на морском дне и, особенно, добыча из морского дна на шельфе и на океаническом ложе марганцевых конкреций (с глубин 5 км и более), землечерпательные работы при добыче минеральных ресурсов в открытом море, создании искусственных островов и рифов.

Приведем перечень, составленный рабочей группой по научным аспектам загрязнения (ГЕЗАМП), возникающего при изыскании и эксплуатации месторожде-

Таблица 1.9. Ежегодный перенос элементов,  $10^3 \text{ т} \cdot \text{год}^{-1}$  [121]

| Элемент | Природные процессы |              | Антропогенные процессы |          |
|---------|--------------------|--------------|------------------------|----------|
|         | Выветривание       | Вынос реками | Добыча                 | Сжигание |
| Ag      | 0,28               | 11           | 14,3                   | 0,001    |
| Al      | 330000             | 11000        | 134000                 | 2800     |
| As      | 6                  | 19           | 47                     | 1,5      |
| Au      | 0,004              | 0,074        | 1,3                    | 0,0002   |
| B       | 40                 | 550          | 2440                   | 20       |
| Ba      | 2000               | 370          | 3000                   | 56       |
| Be      | 10                 | 11           | 1,1                    | 0,28     |
| Bi      | 0,19               | 0,74         | 3,5                    | 0,014    |
| Br      | 1,5                | 520          | 266                    | 175      |
| C       | 1900               | 410000       | 5950000                | 5950000  |
| Ca      | 160000             | 550000       | 830000                 | 420      |
| Cd      | 0,4                | 3,7          | 7,7                    | 0,065    |
| Ce      | 270                | 7,4          | —                      | 3,4      |
| Cl      | 520                | 260000       | 81000                  | 1500     |
| Co      | 80                 | 7,4          | 22,7                   | 1,1      |
| Cr      | 400                | 37           | 2500                   | 2,8      |
| Cs      | 12                 | 0,74         | —                      | 0,084    |
| Cu      | 200                | 110          | 6190                   | 4,6      |
| Eu      | 8,4                | 0,22         | —                      | 0,14     |
| F       | 3800               | 3700         | 2000                   | 220      |
| Fe      | 160000             | 19000        | 680000                 | 2200     |
| Ga      | 72                 | 3,3          | 0,03                   | 1,4      |
| Ge      | 7,2                | —            | 0,08                   | 1,1      |
| Hf      | 21                 | 0,37         | 0,027                  | 0,25     |
| Hg      | 0,2                | 3,7          | 8,4                    | 8,4      |
| I       | 0,56               | 74           | 2                      | 4,8      |
| In      | 0,2                | —            | 0,058                  | 0,0056   |
| K       | 84000              | 81000        | 18500                  | 840      |
| La      | 128                | 3,7          | 0,3                    | 1,4      |
| Li      | 80                 | 74           | 4,4                    | 2,8      |
| Lu      | 2                  | 0,11         | —                      | 0,02     |

Табл. 1.9 (окончание)

| Элемент | Природные процессы |               | Антропогенные процессы |          |
|---------|--------------------|---------------|------------------------|----------|
|         | Выветривание       | Вывнос реками | Добыча                 | Сжигание |
| Mg      | 92000              | 150000        | 242                    | 560      |
| Mn      | 3800               | 300           | 24600                  | 14       |
| Mo      | 6                  | 19            | 76                     | 0,8      |
| N       | 100                | 1900          | 44000                  | 84000    |
| Na      | 92000              | 220000        | 53000                  | 110      |
| Nb      | 80                 | —             | 13                     | 2,8      |
| Nd      | 150                | 5,5           | —                      | 2,5      |
| Ni      | 320                | 19            | 560                    | 5,6      |
| P       | 4000               | 740           | 11200                  | 36       |
| Pb      | 56                 | 110           | 3340                   | 183      |
| Pd      | 0,002              | —             | 0,1                    | 0,0014   |
| Rb      | 360                | 37            | —                      | 5,6      |
| S       | 1000               | 140000        | 51700                  | 84000    |
| Sb      | 0,8                | 7,4           | 75                     | 0,28     |
| Sc      | 64                 | 0,37          | —                      | 1,4      |
| Se      | 0,2                | 7,4           | 1,04                   | 3        |
| Si      | 1100000            | 260000        | 380000                 | 8400     |
| Sm      | 32                 | 4,5           | —                      | 0,34     |
| Sn      | 8,8                | 1,9           | 178                    | 0,54     |
| Sr      | 1500               | 2600          | —                      | 42       |
| Ta      | 8                  | < 0,07        | 0,43                   | 0,054    |
| Tb      | 4,4                | 0,11          | —                      | 0,062    |
| Te      | 0,02               | —             | 0,22                   | 0,028    |
| Th      | 48                 | 1,1           | 0,27                   | 0,56     |
| Ti      | 22000              | 190           | 1000                   | 140      |
| U       | 10                 | 15            | 23                     | 0,28     |
| W       | 5,2                | 1,1           | 38,4                   | 0,14     |
| Yb      | 13                 | 0,37          | —                      | 0,1      |
| Zn      | 300                | 550           | 4040                   | 22       |
| Zr      | 760                | 30            | 255                    | 14       |

**Примечания:**

1. Подчеркнуты случаи превышения антропогенного переноса над природным.
2. Выветривание — оценено из предположения, что  $4 \cdot 10^9$  т кристаллической породы выветривается в год; вынос реками — из предположения, что  $3,7 \cdot 10^7$  т речной воды достигает моря каждый год.

ний на морском дне [142]: 1) эксплуатация таких залежей, как сера, поваренная соль, углекислый калий, уголь; 2) несцементированных поверхностных отложений — россыпей тяжелых металлов и алмазов, песка и гравия, известковых раковин и известковых частей водорослей, металлоносного ила; 3) кристаллических залежей металлов — Cu, Pb, Zn, Ni, Au, Ag, Sn, Hg, Be; 4) других ресурсов — фосфоритов, глауконитов, залежей пресной воды под морским ложем. Сюда относится разработка месторождений металлоносной рапы.

При добыче полезных ископаемых с морского дна окружающая среда может загрязняться (в соответствии с методами разработок — бурением, экскавацией,

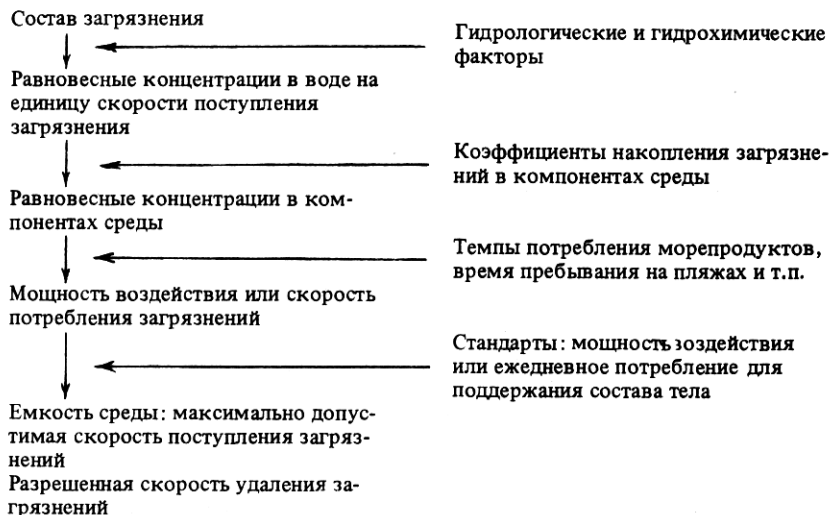


взрывами) добываемым и сопутствующим материалом, а также может происходить повышение мутности в фотическом слое, перераспределение осадков на дне, загрязнение обрабатываемыми, смазочными и другими веществами, нарушение донных структур, изменение температуры и солености [142].

#### 1.4. Проблема предельной антропогенной нагрузки на экосистемы

Как известно, изучение закономерностей взаимодействия между радиоактивной морской средой и живым веществом определило исследование взаимодействия химических компонентов  $\leftrightarrow$  живое вещество. В настоящее время методы, принципы, гипотезы и модели, разработанные в отношении радиэкологического фактора, часто оказываются ценными в сфере химической экологии.

В этом отношении привлекает внимание приводимая ниже схема критических путей для оценки удаления радиоактивных отходов, предложенная МАГАТЭ [156]. Данную схему можно распространить на общий случай – все виды радиоактивных и химических загрязнений.



Необходимые данные о коэффициентах накопления элементов в разных группах морских организмов представлены в табл. 1.10–1.13, а количественное распределение радионуклидов или химических веществ между живым веществом и водной средой, выраженное в виде пула коэффициента накопления, отражено в табл. 1.14.

Таблица 1.10. Коэффициенты накопления металлов и металлоидов морским фитопланктоном [121]

| Элемент | Коэффициент накопления | Элемент | Коэффициент накопления |
|---------|------------------------|---------|------------------------|
| Ag      | 2500                   | N       | 40 000                 |
| Al      | 5000–50 000            | Na      | 4–14                   |
| Ba      | 400–4000               | Ni      | 600–7000               |
| Ca      | 4                      | P       | 17 000–70 000          |
| Cd      | 900–5500               | Pb      | 40 000–7 300 000       |

Табл. 1.10 (окончание)

| Элемент | Коэффициент накопления | Элемент | Коэффициент накопления |
|---------|------------------------|---------|------------------------|
| Co      | 60 000                 | Ra      | 1100                   |
| Cr      | 3300                   | Rb      | 17-100                 |
| Cs      | 1-5                    | S       | 0,8-1,7                |
| Cu      | 4000-18 000            | Sb      | 50                     |
| Fe      | 25 000 - 2 000 000     | Si      | 23 000                 |
| Ga      | 13 000                 | Sn      | 90 000 - 900 000       |
| Hg      | 1700                   | Sr      | 2-20                   |
| I       | 1000-2000              | Ti      | 7000-230 000           |
| K       | 8                      | V       | 400                    |
| Mg      | 0,6-2,7                | Zn      | 1000-14 000            |
| Mn      | 10 000-150 000         | Zr      | 170 000                |
| Mo      | 25                     |         |                        |

Таблица 1.11. Средние коэффициенты накопления химических элементов в бентосных водорослях, фито- и зоопланктоне [170]

| Группа элементов | Элемент | Бентосные водоросли | Фитопланктон | Зоопланктон |
|------------------|---------|---------------------|--------------|-------------|
| IB               | Cu      | 100                 | 30 000       | 6000        |
|                  | Ag      | —                   | 23 000       | 9000        |
|                  | Au      | 470                 | —            | —           |
| IIA              | Be      | 110                 | 1000         | 15          |
|                  | Mg      | 2                   | 2            | 4           |
|                  | Ca      | 2                   | 2,5          | 5           |
|                  | Sr      | 96                  | —            | —           |
|                  | Ba      | —                   | 17 000       | 900         |
|                  | Ra      | 1400                | 12 000       | 190         |
| IIB              | Zn      | 410                 | 15 000       | 8000        |
|                  | Cd      | 200                 | —            | —           |
| IIIA             | B       | 1                   | —            | 1,6         |
|                  | Al      | 15 000              | 100 000      | 100 000     |
|                  | Ga      | 1300                | 8000         | 7000        |
| IIIB             | Sc      | 2000                | 2000         | 1000        |
|                  | Y       | 480                 | 1000         | 105         |
|                  | Ce      | 670                 | 90 000       | 1000        |
|                  | Pu      | 1300                | 2600         | 2600        |
| IVA              | C       | 4000                | 3600         | 2800        |
|                  | Si      | 100                 | 2000         | 300         |
|                  | Ge      | 50                  | —            | —           |
|                  | Sn      | —                   | 6000         | 450         |
|                  | Pb      | 700                 | 40 000       | 3000        |
| IVB              | Ti      | 4100                | 25 000       | 17 000      |
|                  | Zr      | 2200                | 60 000       | 25 000      |
| VA               | N       | —                   | 36000        | 24000       |
|                  | P       | 10 000              | 34 000       | 13 000      |
|                  | As      | 2000                | —            | —           |

Табл. 1.11 (окончание)

| Группа<br>элемен-<br>тов | Эле-<br>мент | Бентосные во-<br>доросли | Фитопланктон | Зоопланктон |
|--------------------------|--------------|--------------------------|--------------|-------------|
| VB                       | V            | 600                      | 600          | 700         |
|                          | Nb           | 1000                     | 1000         | —           |
| VIA                      | S            | 1                        | —            | —           |
|                          | Se           | 1                        | —            | —           |
|                          | Po           | 1000                     | —            | —           |
| VIB                      | Cr           | 1600                     | 2400         | 1900        |
|                          | Mo           | 8                        | —            | 26          |
|                          | W            | 5                        | —            | —           |
| VIIA                     | F            | 1                        | —            | —           |
|                          | Cl           | 1                        | 1            | 1           |
|                          | I            | 5000                     | —            | 3000        |
| VIIБ                     | Mn           | 2300                     | 4000         | 1500        |
| VIII                     | Fe           | 4800                     | 45 000       | 25 000      |
|                          | Co           | 800                      | 1500         | 700         |
|                          | Ni           | 1000                     | 5000         | 3000        |
|                          | Ru           | 390                      | 200 000      | 34 000      |

Живые системы состоят из многоуровневых структур, которые реагируют на внешние воздействия или внутренние нарушения с различным временем запаздывания. В связи с этим предлагается [152] рассматривать пять уровней проявления действия загрязнений на живые системы (табл. 1.15).

Ниже даны 48-часовые медианы предела толерантности [124]:

1. Хлорорганические пестициды,  
мкг · л<sup>-1</sup>

|                   |      |
|-------------------|------|
| Алдрин .....      | 0,04 |
| ВНС .....         | 2,0  |
| Хлордан .....     | 2,0  |
| Гептахлор .....   | 0,2  |
| Эндрин .....      | 0,2  |
| Линдан .....      | 0,2  |
| ДДТ .....         | 9,6  |
| Диэлдрин .....    | 9,3  |
| Эндосульфат ..... | 9,2  |
| Метоксихлор ..... | 4,0  |
| Пертан .....      | 3,0  |
| TDE .....         | 3,0  |
| Токсафен .....    | 3,0  |

2. Фосфорорганические пестициды,  
мкг · л<sup>-1</sup>

|                |     |
|----------------|-----|
| Кумафос .....  | 2,0 |
| Дурсбан .....  | 3,0 |
| Фентион .....  | 0,3 |
| Налед .....    | 3,0 |
| Паратион ..... | 1,0 |
| Рунел .....    | 5,0 |

Бернхард и Заттера [118] предложили следующие "безопасные концентрации" для морских организмов.

Тяжелые металлы и пестициды в морской воде, мкг · л<sup>-1</sup>

|                        |     |                |          |
|------------------------|-----|----------------|----------|
| Hg .....               | 0,1 | Алдрин .....   | 0,000055 |
| Cd .....               | 0,2 | ДДТ .....      | 0,00002  |
| Pb .....               | 10  | Диэлдрин ..... | 0,000055 |
| Ni .....               | 2   | ПХД .....      | 0,00001  |
| Zn <sup>++</sup> ..... | 20  | Эндрин .....   | 0,000006 |

|          |    |
|----------|----|
| As ..... | 10 |
| Cu ..... | 10 |
| Mn ..... | 20 |
| Cr ..... | 10 |

|                 |            |
|-----------------|------------|
| Гептахлор ..... | 0,00008    |
| Линдан .....    | 0,00005    |
| Метатион .....  | 0,00033    |
| Паратион .....  | 0,00001    |
| Севин .....     | 0,0004     |
| Токсафен .....  | 0,00000015 |

Пороговые и полумлетальные концентрации хлорорганических соединений, Hg и Pb для морских организмов приведены в табл. 1.16 и 1.17.

Д.И. Гусев [26] разработал рабочие пределы концентраций радионуклидов в морской воде при долгосрочном загрязнении регионов различного промыслового использования. Экологические рабочие пределы концентраций радионуклидов в морской воде ( $\text{Ки} \cdot \text{л}^{-1}$ ) предложены И.А. Шехановой; значения, отмеченные звездочкой, лимитированы по экологическому критерию:

|                        |                     |                          |                      |
|------------------------|---------------------|--------------------------|----------------------|
| $^{51}\text{Cr}$ ..... | $1 \cdot 10^{-8}$   | $^{103}\text{Ru}$ .....  | $7 \cdot 10^{-9} *$  |
| $^{54}\text{Mn}$ ..... | $1 \cdot 10^{-9}$   | $^{106}\text{Ru}$ .....  | $1 \cdot 10^{-9} *$  |
| $^{59}\text{Fe}$ ..... | $1 \cdot 10^{-10}$  | $^{109}\text{Cd}$ .....  | $4 \cdot 10^{-8}$    |
| $^{58}\text{Co}$ ..... | $2 \cdot 10^{-10}$  | $^{115m}\text{Cd}$ ..... | $5 \cdot 10^{-9}$    |
| $^{60}\text{Co}$ ..... | $1 \cdot 10^{-10}$  | $^{115}\text{Cd}$ .....  | $7 \cdot 10^{-9}$    |
| $^{65}\text{Zn}$ ..... | $5 \cdot 10^{-10}$  | $^{124}\text{Sb}$ .....  | $1 \cdot 10^{-9} *$  |
|                        |                     | $^{125}\text{Sb}$ .....  | $5 \cdot 10^{-9} *$  |
| $^{89}\text{Sr}$ ..... | $2 \cdot 10^{-9} *$ | $^{134}\text{I}$ .....   | $2 \cdot 10^{-10} *$ |
| $^{90}\text{Sr}$ ..... | $2 \cdot 10^{-10}$  | $^{134}\text{Cs}$ .....  | $1 \cdot 10^{-9} *$  |
| $^{95}\text{Zr}$ ..... | $4 \cdot 10^{-9} *$ | $^{137}\text{Cs}$ .....  | $1 \cdot 10^{-9} *$  |
| $^{95}\text{Nb}$ ..... | $5 \cdot 10^{-9}$   | $^{141}\text{Ce}$ .....  | $4 \cdot 10^{-9}$    |
| $^{99}\text{Mo}$ ..... | $1 \cdot 10^{-8}$   | $^{144}\text{Ce}$ .....  | $6 \cdot 10^{-10}$   |

Можно полагать, что в основе процессов самовоспроизведения жизни (биологической продуктивности) и процессов кондиционирования среды (самоочистной функции) лежит единый механизм. Водная среда активно фильтруется биофильтраторами [52]. Можно предположить, что она должна быть профильтрована, по крайней мере, не менее одного раза, а также полностью заново биологически обработана до каждой ее молекулы и агрегата молекул в течение каждых суток. В противном случае можно ожидать деградацию качества водной среды. Поэтому необходимо ввести параметр самоочищения, связанный с биомассой и продукцией. Назовем его коэффициентом самоочищения.

$$k = M_1/M_2,$$

где  $M_1$  — масса биологически обработанной (профильтрованной и т.д.) водной среды;  $M_2$  — масса живого вещества. Масса среды обитания  $M_3$  должна быть  $M_3 \leq M_1$ . В случае  $M_3 > M_1$  среда деградирует. Далее "пресс" загрязнений  $P_3$  можно выразить через их первоисточник — мощность (продукцию)  $W$  промышленности, энергетики, других источников антропогенного воздействия, с одной стороны, биомассу  $B$ , с другой, и через показатель чувствительности к действию загрязнений  $r$  видов ( $n$  этапов их развития) в сообществе:

$$P_3 = W \cdot B/r,$$

где  $r \leq 1$ . Для наиболее устойчивых видов (и этапов их онтогенеза)  $r = 1$ .

Чем больше чувствительных компонентов в биоценозе и чем выше их доля в нем, тем меньше  $r$ . Это приложимо к рыбным стадам, зарослям макрофитов, банкам мидий и т.д. Задача состоит в определении  $r$  для конкретных биогеоценозов, загрязнений и определенных ситуаций.

Таблица 1.12. Диапазоны коэффициентов накопления химических элементов в морских организмах [170]

| Элемент | Водоросли     |                         | Растительноядные       |                                      |                      | Хищники            |                        |
|---------|---------------|-------------------------|------------------------|--------------------------------------|----------------------|--------------------|------------------------|
|         | Прикрепленные | Фитопланктон            | Зоопланктон            | Моллюски                             | Зоопланктон          | Рыбы               | Кальмары               |
| Ag      | 100–1000      | <100–220                | <100                   | 330–20 000                           | <45–900              | –                  | 900–3000               |
| Cd      | 11–20         | <350–6000               | <80–10 <sup>5</sup>    | 10 <sup>5</sup> –2·10 <sup>6</sup>   | <300–10 <sup>4</sup> | >10                | 2800                   |
| Ce      | 100–3300      | 2000–4500               | –                      | 40–300                               | –                    | 5–12               | –                      |
| Co      | 15–740        | 75–1000                 | <110–10 <sup>4</sup>   | 24–260                               | <70–1300             | 28–560             | <200–50 000            |
| Cr      | 100–500       | <70–600                 | <15–10 <sup>4</sup>    | 6·10 <sup>4</sup> –3·10 <sup>5</sup> | <55–3900             | 3–30               | <70                    |
| Cs      | 16–50         | 16–22                   | 6–15                   | 3–15                                 | 2                    | 6–10               | –                      |
| Fe      | 1000–5000     | 750–7000                | 440–60 000             | 7·10 <sup>4</sup> –3·10 <sup>5</sup> | 3000–30 000          | 400–3000           | 1000–3000              |
| I       | 160–7000      | –                       | 100–6·10 <sup>3</sup>  | 40–70                                | 20–48                | 10–15              | 2·10 <sup>4</sup>      |
| Mo      | 10–200        | 3–17                    | 2–175                  | 30–90                                | 2–14                 | 200                | <10                    |
| Mn      | 20–20 000     | 300–7000                | 21–4000                | 3000–60 000                          | 270–1600             | 95–10 <sup>5</sup> | 1000–5·10 <sup>4</sup> |
| Ni      | 50–1000       | 25–300                  | 2–1000                 | 4·10 <sup>3</sup> –10 <sup>4</sup>   | 17–90                | –                  | 30–80                  |
| Pb      | 8000–20 000   | <1000–3·10 <sup>6</sup> | 3000–2·10 <sup>6</sup> | 39–5·10 <sup>3</sup>                 | 200–60 000           | 5–10 000           | 100–2·10 <sup>5</sup>  |
| Ru      | 100–1000      | <200                    | 10–6000                | 1–16                                 | 10–2400              | 10                 | <400–2100              |
| Sr      | 0,1–90        | 0,9–54                  | 1–85                   | 50                                   | 1,2–10               | 4–5                | 0,9–1,2                |
| Ti      | 200–30 000    | 600–10 000              | 28–30 000              | –                                    | 110–20 000           | –                  | 300–3000               |
| Zn      | 80–3000       | 200–1300                | 125–500                | 1400–10 <sup>5</sup>                 | 50–1600              | 280–20 000         | 2500–2·10 <sup>4</sup> |
| Zr      | 200–3000      | <1000–20 000            | 360–30 000             | 8–36                                 | <800–40 000          | 5                  | 20 000                 |

Таблица 1.13. Коэффициенты накопления радионуклидов различных элементов в компонентах морской экосистемы [114]

| Компонент     | Am      | Sb    | Ag      | Ce    | Cs   | Cr    | Co    | Fe         | I      | Mn     | Mo   |
|---------------|---------|-------|---------|-------|------|-------|-------|------------|--------|--------|------|
| Донные осадки | 25 000* | 1000* | *       | 5000* | 1000 | *     | 3000* | 1 000 000* | 500*   | 1000*  | 250* |
| Водоросли     | *       | 100*  | 5000*   | 5000  | 100  | 5000* | 1000  | 20 000     | 10 000 | 5000   | 100  |
| Ракообразные  | 1800*   | 100*  | 3000*   | 1500  | 50   | 1000* | 1000  | 5000       | 100    | 5000   | 100  |
| Моллюски      | *       | 100*  | 40 000* | 1500  | 50   | 1000* | 1500  | 20 000     | 100    | 10 000 | 100  |
| Рыбы          | 50*     | 100*  | 4000*   | 100   | 50   | 500*  | 200   | 1000       | 15     | 1000   | 20   |

Продолжение табл. 1.13

| Компонент     | Nb      | Pu      | Ra   | Ru     | Sr  | Te    | Th      | T  | U     | Zn     | Zr      |
|---------------|---------|---------|------|--------|-----|-------|---------|----|-------|--------|---------|
| Донные осадки | 10 000* | 10 000* | *    | 10 000 | 30  | *     | *       | *  | 4000* | 2000*  | 10 000* |
| Водоросли     | 2000    | 20 000* | 150* | 2000   | 100 | 1000* | 20 000* | 1* | 30*   | 2000   | 2000    |
| Ракообразные  | 500     | 1000*   | *    | 500    | 50  | 100*  | *       | 1* | *     | 4000   | 500     |
| Моллюски      | 1000    | 1000*   | *    | 2000   | 20  | 100*  | 6000*   | 1* | 30*   | 80 000 | 1000    |
| Рыбы          | 50      | 100*    | 100  | 10     | 5   | 10*   | 1500*   | 1* | 0,1*  | 5000   | 30      |

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

Таблица 1.14. Распределение вещества между гидробионтами и водой (в %) в зависимости от коэффициентов накопления и биомассы [74]

| Биомасса,<br>г · м <sup>-3</sup> | Распределение при коэффициенте накопления |    |     |      |        |         |           |
|----------------------------------|-------------------------------------------|----|-----|------|--------|---------|-----------|
|                                  | 1                                         | 10 | 100 | 1000 | 10 000 | 100 000 | 1 000 000 |
| 0,01                             | 0                                         | 0  | 0   | 0    | 0      | 0       | 1         |
| 0,1                              | 0                                         | 0  | 0   | 0    | 0      | 1       | 10        |
| 1                                | 0                                         | 0  | 0   | 0    | 1      | 10      | 50        |
| 10                               | 0                                         | 0  | 0   | 1    | 10     | 50      | 90        |
| 100                              | 0                                         | 0  | 1   | 10   | 50     | 90      | 99        |
| 1000                             | 0                                         | 1  | 10  | 50   | 90     | 99      | 100       |
| 10 000                           | 1                                         | 10 | 50  | 90   | 99     | 100     | 100       |
| 100 000                          | 10                                        | 50 | 90  | 99   | 100    | 100     | 100       |

Таблица 1.15. Время проявления эффекта воздействия в зависимости от уровня биологической организации [152]

| Уровень | Биологическая организация                           | Время проявления эффекта |
|---------|-----------------------------------------------------|--------------------------|
| I       | Биохимическая — клеточная                           | Минуты — часы            |
| II      | Целостный организм                                  | Часы — месяцы            |
| III     | Организмы в сообществах при контролируемых условиях | Дни — годы               |
| IV      | Популяционная динамика в природных условиях         | Месяцы — десятилетия     |
| V       | Динамика сообществ и структура в природных условиях | Годы — десятилетия       |

Таблица 1.16. Пороговые и полуметаллические концентрации основных хлорорганических соединений для морских организмов [69]

| Гидробионты       | Вещество | Концентрация, мкг·л <sup>-1</sup> |                      |
|-------------------|----------|-----------------------------------|----------------------|
|                   |          | Пороговая                         | Полулетальная        |
| Одноклеточные во- |          |                                   |                      |
| доросли:          |          |                                   |                      |
| 15 видов          | ДДТ      | 0,1 – 100 (1 – 30 сут)            | –                    |
| 1 вид             | Алдрин   | 1 – 100 (1 сут)                   | –                    |
| 6 видов           | ПХД      | 0,1 – 100 (1 сут)                 | –                    |
| Ракообразные:     |          |                                   |                      |
| 9 видов           | ДДТ      | 0,01                              | 0,09–3000 (28–1 сут) |
| 3 вида            | ПХД      | <0,1 (120 сут)                    | 1 (15 сут)           |
| 2 вида            | Алдрин   |                                   | 6–33 (4 сут)         |
| 4 вида            | Дилдрин  |                                   | 0,4–50 (2,5–6,8 сут) |
| 1 вид             | Линдан   |                                   | 0,1–0,2 (4 сут)      |
| 1 вид             | Эндрин   |                                   | 0,2–0,5 (4 сут)      |

Табл. 1.16 (окончание)

| Гидробионты | Вещество | Концентрация, мкг·л <sup>-1</sup> |                     |
|-------------|----------|-----------------------------------|---------------------|
|             |          | Пороговая                         | Полулетальная       |
| Моллюски:   |          |                                   |                     |
| 7 видов     | ДДТ      | 1–10000 (210–4 сут)               | > 10 000 (4 сут)    |
| 2 вида      | Алдрин   |                                   | 25–10 000 (4 сут)   |
| Рыбы:       |          |                                   |                     |
| 5 видов     | ДДТ      | –                                 | 0,53–2600 (2–4 сут) |
| 2 вида      | ПХД      | –                                 | 2,5–20 (4 сут)      |

Таблица 1.17. Пороговые и популяционные концентрации Hg и Pb для морских организмов [69]

| Гидробионты              | Металл | Концентрация, мкг·л <sup>-1</sup> |               |
|--------------------------|--------|-----------------------------------|---------------|
|                          |        | Пороговая                         | Полулетальная |
| Одноклеточные водоросли: |        |                                   |               |
| 10 видов                 | Hg     | 0,1 – 10                          | –             |
| 9 видов                  | Pb     | 10 – 100                          | –             |
| Макрофиты:               |        |                                   |               |
| 1 вид                    | Hg     | –                                 | 1750          |
| 1 вид                    | Pb     | –                                 | ≤4100         |
| Простейшие               | Hg     | 5                                 | –             |
|                          | Pb     | <5600                             | –             |
| Кишечнополостные:        |        |                                   |               |
| 1 вид                    | Hg     | 1 – 10                            | –             |
| 1 вид                    | Pb     | 1000 – 3000                       | –             |
| Ракообразные:            |        |                                   |               |
| 19 видов                 | Hg     | 0,01 – 100                        | 2,7–1 800 000 |
| 6 видов                  | Pb     | < 1000                            | 10–375 000    |
| Моллюски:                |        |                                   |               |
| 6 видов                  | Hg     | 1 – 10 000                        | 1 – 180 000   |
| 3 вида                   | Pb     | > 200                             | 2450 – 3000   |
| Кольчатые черви:         |        |                                   |               |
| 3 вида                   | Hg     | <10 – 1000                        | 50 – 1200     |
| Полихеты:                |        |                                   |               |
| 1 вид                    | Pb     | –                                 | 200 – 1000    |
| Рыбы:                    |        |                                   |               |
| 8 видов                  | Hg     | 8 – 100                           | 1 – 3300      |
| 11 видов                 | Pb     | 1,3 – 50 000                      | 20 – 500 000  |

Изложенный в настоящей главе материал предполагает его использование при математическом описании процессов взаимодействия живого вещества с загрязнениями среды, моделировании динамических ситуаций в радиохимической экологии и оценках экологической емкости морской среды в отношении загрязнений.



МАТЕМАТИЧЕСКОЕ ОПИСАНИЕ ПРОЦЕССОВ  
ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ГИДРОБИОНТОВ С ЗАГРЯЗНИТЕЛЯМИ

## 2.1. Динамические задачи

Для решения возникших в области океанографии проблем необходимы характеристики взаимодействия гидробионтов с химическими или радиоактивными веществами морской среды. К этим проблемам в первую очередь относятся следующие: 1) изучение закономерностей хемотропического и радиотропического взаимодействия живого вещества со средой, включая создание прогноза загрязнения морской среды в связи с антропогенным воздействием; 2) определение способности морской среды к самоочищению от радиоактивных и химических загрязнений.

Решение первой проблемы требует исследования кинетических закономерностей обмена гидробионтами названных выше веществ и установления соотношения между темпами поступления загрязнений в морскую среду и загрязнением вод, а также изучения действия загрязнений на биоту.

Вторая проблема состоит в определении максимальных потоков загрязнений, которые могут ассимилироваться морской средой так, чтобы в ней не возникли необратимые или нежелательные для человека и экосистем изменения.

К настоящему времени накоплен обширный материал в области изучения взаимодействия между живым веществом и химическими или радиоактивными компонентами морской среды. Как известно, химические вещества могут лимитировать и ингибировать жизненные функции гидробионтов, а также быть нейтральными по отношению к последним. Это определяется биологической значимостью и концентрацией веществ в среде. Например, низкое содержание фосфатов в воде представляет собой лимитирующий фактор для продукционных процессов. Мезоконцентрации фосфатов в воде, когда продукцию лимитирует другое химическое вещество или иной фактор, являются нейтральными, а макроконцентрации фосфатов при евтрофировании вод оказывают токсическое воздействие на гидробионтов.

Структура взаимодействия компонентов в морской среде изображена на рис. 2.1. Радиоактивные и химические загрязнения, поступающие в моря и океаны, подвергаются воздействию биологических и абиотических факторов среды, в первую очередь в фотическом слое гидросферы. Они накапливаются первичными продуцентами живого вещества непосредственно из водной среды, а консументами — сорбционно и с пищей. Взаимодействуя со всеми компонентами экосистем и проходя по трофическим цепям, загрязнения (при повышенных концентрациях) оказывают мутагенное и токсическое воздействие на гидробионты, ингибируют продукционные процессы. Загрязнения могут изменять свою физико-химическую форму и токсичность. Многократно циркулируя через компоненты экосистемы, они в итоге удаляются из фотического слоя в более глубокие слои или в атмосферу. Вследствие интенсивного протекания физических, химических и биологических процессов в поверхностных водах океанов фотический слой, составляя по объему менее 3% их вод, служит зоной наиболее интенсивного радиохемотропического взаимодействия в морской среде.

Физический вынос химических веществ из фотического слоя, а также их поступление в этот слой обусловлены влиянием вертикальной составляющей скорости течений, адвекцией вод, турбулентной и молекулярной диффузией и "шлюзовым эффектом" — вертикальной миграцией загрязнений через слой скачка плотности вод в результате периодических изменений глубины залегания термоклина под воздействием внутренних волн [65].

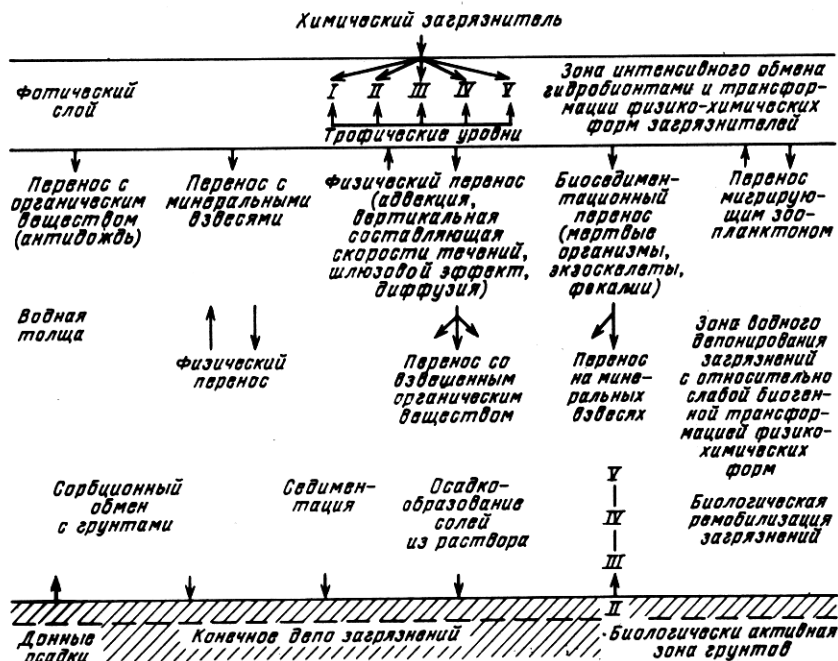


Рис. 2.1. Схема миграции химических загрязнений в морской среде

Биологический вертикальный перенос вызван суточными миграциями зоопланктона, биоседimentацией и переносом загрязнений с органическим веществом, поднимающимся к поверхности вместе с пузырьками воздуха ("антидождь"), и без них (липиды), а также вертикальными движениями микробиопланктона вместе с водами. Одновременно с физическим и биологическим процессами идет сорбционное взаимодействие и перенос загрязнений с терригенными взвешьями.

Глубинные слои вод морей и океанов представляют собой зону водного депонирования загрязнений. Вследствие значительного объема глубинных вод велико и количество загрязнений, которые могут быть рассеяны или ассимилированы до концентраций, не превышающих допустимого уровня. Наряду с физическим переносом и переносом на терригенных взвешьях, в глубинных водах происходят сорбционное и в особенности трофическое взаимодействие глубоководных животных с загрязнителями, биоседиментационный перенос последних с одновременным протеканием микробного окисления и минерализация взвешей, а также небиологическое разложение взвесей (лизис).

Придонные слои наряду с поверхностными водами — это зона интенсивного воздействия абиогенных и биогенных факторов на загрязнения. Здесь происходит сорбционное взаимодействие загрязнений с грунтами и выпадение многих соединений в осадок. Вследствие седиментационных процессов загрязнения депонируются в грунтах. Бентосные организмы, сорбционно и трофически взаимодействуя с загрязнениями, обуславливают как их захоронение в грунтах, так и ремобилизацию загрязнений [133]. В грунтах интенсивны процессы трансформации физико-химических форм загрязнений бактериями. Донные осадки переносятся придонными те-

чениями по акваториям. Гравитационные силы вызывают потоки, сбрасывающие осадки в каньоны и углубления дна.

Влияние отдельных факторов среды на судьбу загрязнений в разных акваториях различно. В прибрежных водах зона водного депонирования отсутствует, фотосинтез распространяется до дна и по всей глубине идут процессы взаимодействия загрязнений с живым веществом и грунтами, а также происходит их перенос с поступающими с берега терригенными взвесями. Ветровое волнение перемешивает воды, а течения интенсивно перераспределяют загрязнения по акватории. В местах, примыкающих к устьям рек, загрязнения могут депонироваться в грунтах вместе с речными взвесями и содержащими загрязнения солями, выпадающими в осадок в районах гидрофронтов. В районах океанских апвеллингов при поднятии придонных вод выносятся растворенные химические вещества на поверхность, где они взаимодействуют с интенсивно развивающимся фитопланктоном в узком (до 10 м) слое фотосинтеза. Такой слой обусловлен малой прозрачностью вод. Олиготрофные районы халистатических зон океана характеризуются слабым водообменом через слой скачка плотности. В этих районах слой фотосинтеза имеет большую глубину. Однако низкий уровень биологической продуктивности вод приводит к слабой биологической трансформации физико-химических форм загрязнений.

В крупномасштабном рассмотрении физические процессы, как правило, приводят лишь к перемешиванию вод и выравниванию концентрации химических веществ по акваториям, включая их глубину. Седиментация на терригенных и биогенных взвесях определяет биогеохимические процессы осадкообразования и элиминацию загрязнений из водной среды. Суточные миграции зоопланктона обеспечивают перенос химических веществ по акваториям, включая их глубину. Седиментация на терригенных и биогенных взвесях определяет биогеохимические процессы осадкообразования и элиминацию загрязнений из водной среды. Суточные миграции зоопланктона обеспечивают перенос химических веществ, а том числе загрязнений, в основном через слой скачка плотности, направленный в сторону выравнивания концентраций. Если бы интенсивность процессов физического переноса была достаточно велика, то в море наблюдалось бы гомогенное распределение химических веществ и прирост концентрации загрязнителя в воде при антропогенном воздействии был бы равен отношению его сброса в море к объему вод. Однако химические вещества, включая и загрязнения, распределены по акваториям и их глубине неравномерно, в первую очередь это касается биологически деятельного фотического слоя. Отмечено, чем большую биологическую значимость имеет химическое соединение или чем более высокие уровни концентрирования загрязнителя отмечаются у гидробионтов, тем значительнее дефицит этих веществ по глубине может наблюдаться в фотическом слое океана. Общеизвестны данные о лимитирующем действии недостатка таких биогенных веществ, как нитраты, нитриты, силикаты и фосфаты в фотическом слое океанов на продукционные процессы.  $^{238}\text{U}$ , концентрируемый гидробионтами с невысокими коэффициентами накопления  $10^1-10^2$ , распределен в водах океанов равномерно [113]. В то же время  $^{234}\text{Th}$ , дочерний продукт  $^{238}\text{U}$  и накапливаемый гидробионтами с высокими коэффициентами накопления  $10^4-10^5$  [8], находится в воде фотического слоя океана в недостаточных концентрациях по отношению к его равновесным концентрациям  $^{238}\text{U}$  [119]. Природные соединения Zn, Mn и Pb, извлекаемые гидробионтами (коэффициенты их накопления  $10^4-10^5$ ), также характеризуются меньшими концентрациями в фотическом слое по сравнению с концентрациями тех же металлов в глубинных водах [151]. Эти наблюдения, сделанные в открытых районах океанов, где переносом на терригенных взвесях можно пренебречь, свидетельствуют о значимости биологических процессов самоочищения вод.

Интенсивность процессов биологического кондиционирования среды, очевидно, определяется не только уровнями концентрирования веществ гидробионтами, но и скоростью продуцирования и биоседimentацией органического вещества в экосистемах. Продукция органического вещества и биоседimentация зависят от

факторов энергетического и химического лимитирования процессов первичного продуцирования трофическими взаимоотношениями и стадией сукцессии экосистемы. Энергетическое лимитирование определяется метеоусловиями, а также удельной биомассой в среде и размерными характеристиками гидробионтов, влияющими на оптические свойства вод, а следовательно, и на глубину проникновения физиологически активной радиации. Биогенные соединения, наряду с другими факторами, определяют условия существования жизни в океане. Поглощаясь и обмениваясь гидробионтами, они включаются в биогеохимические циклы элементов. Аналогичным путем следуют идентичные им по химизму загрязнения. Следует отметить, что поступление биогенных химических веществ со дна океана в зону фотосинтеза обусловлено, в основном, физическими процессами.

Таким образом, изучение закономерностей загрязнения и самоочищения морской среды требует решения задач, связанных с поглощением, обменом, биотрансформацией физико-химических форм и биологического переноса загрязнений, а также выяснения влияния последних на гидробионты. При этом должны учитываться физические факторы переноса лимитирующих природных соединений и загрязнений, оптические характеристики среды и факторы энергетического и химического лимитирования, популяционные и трофические характеристики, параметры сукцессии экосистемы, а также факторы химического взаимодействия загрязнений с морской средой. Такие задачи, требующие одновременного учета множества взаимодействующих факторов, относятся к динамическим, в этом смысле океан рассматривается как динамическая система [55]. Названные выше проблемы не нашли решения до настоящего времени. Вклад отдельных факторов в сложных процессах совершенно не очевиден. Однако системные методы исследования позволяют изучать сложные объекты методом суперпозиций.

Физические, химические и биологические взаимодействия в морских экосистемах изучаются разными разделами океанографии. Перенос загрязнений течениями, адвекцией вод, турбулентной и молекулярной диффузией является объектом исследования гидрофизики [65]. Процессы седиментационного переноса химических веществ и осадкообразование изучаются биогеохимией [93]. Факторы энергетического и химического лимитирования продукционных процессов в океане и трофодинамические связи в экосистемах находятся в компетенции гидробиологии [72, 100]. Концентрационные характеристики радиоактивных и химических загрязнений, оказывающих воздействия на гидробионты и продукционные процессы в экосистемах, определяют водные радиоэкологи [164] и токсикологи [69].

При системном подходе объекты, рассматриваемые при решении задач прогнозирования загрязнений и изучения самоочищения морской среды, относятся к классу сложных геосистем [12]. Геосистемный подход позволяет решать указанные выше проблемы, определяя пространственно-временные масштабы исследований и перечень динамических взаимодействий в зависимости от поставленных задач.

Механизмы взаимодействия между живым веществом и химическими соединениями, биологические аспекты задач прогнозирования степени загрязнения гидробионтов и вод в условиях ноосферы, а также биогенная природа самоочищающей способности морской среды, изучаемые методами теории сложных геосистем, представляют собой предмет исследований динамической хемозоологии.

## 2.2. Методическая база решения динамических задач

Остановимся на основных положениях теории сложных геосистем. В.И. Беляев указывает [12]: 1) "Геосистемы относятся к классу сложных систем, и управление ими необходимо осуществлять на основании использования их математических моделей" и 2) "Математические модели любых систем могут быть двух типов — эмпирические и теоретические. 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 хемозкологии эмпирические модели могут быть построены на основе природных наблюдений, осуществляемых в рамках мониторинга, по данным изучения концентрационных характеристик загрязнений 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 нее загрязнений. По материалам природных наблюдений часто можно построить модели, применимые для решения задач прогнозирования уровня загрязнения гидробионтов и среды. Однако прогнозные оценки, полученные на таких моделях, могут быть объективны лишь постольку, поскольку в них будут отражены механизмы взаимодействия, ответственные за концентрирование и обмен химических или радиоактивных веществ гидробионтами при ожидаемых темпах и уровнях загрязнения морской среды.

Под микрокосмом понимают акватории или водоемы, 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 слива бытовых отходов, 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. Эмпирические модели, построенные по результатам наблюдений микрокосмов, могут отражать изменения биотических и абиотических параметров среды при уровнях и темпах загрязнения, превышающих естественные, а следовательно являющихся прогнозируемыми по отношению к природным геосистемам. Однако модели, построенные по результатам наблюдений микрокосмов, применимы для прогнозирования состояний лишь тех геосистем, которые тождественны этим микрокосмам, а это условие сохраняется не всегда [12]. 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 значениях, не входящих в рассмотрение условий среды. Эмпирические модели, построенные по данным лабораторных наблюдений, отражают взаимосвязи между изучаемыми факторами во всем интервале заданных в эксперименте воздействий, в общем случае, при строго зафиксированных значениях других биотических и абиотических параметров. Результаты рассмотрения таких моделей никогда 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 таких геосистем, которые

либо еще не существовали, либо их нельзя допустить. Такие задачи могут возникнуть 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 для наблюдений, можно только на теоретических моделях [12]. Теоретические модели геосистем строят, синтезируя обобщенные представления об отдельных слагающих их процессах и явлениях и основываясь на фундаментальных законах, которые описывают поведение вещества и энергии. Теоретическая модель отражает абстрактную геосистему. Поэтому для первоначального вывода ее соотношений не требуется данных о наблюдениях над параметрами конкретной геосистемы. Модель основывается на обобщенных априорных представлениях о структуре геосистемы, а также механизме связей между слагающими ее 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 определенный 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 ее адекватности [12].

Применительно к динамическим задачам радиохемозологии для построения теоретических моделей необходимо изучить механизмы парентерального и алиментарного путей поглощения и обмена загрязнителей гидробионтами в зависимости от биотических и абиотических параметров геосистем, а также концентрационных характеристик распределения и токсического действия загрязнителей в среде.

Теоретические модели, которые на низших уровнях содержат эмпирические модели, называют полуэмпирическими. Для таких моделей математические выражения получают теоретическим путем с точностью до эмпирически определяемых констант, или модели наряду с теоретическими выражениями используют эмпирические данные [12]. Полуэмпирические модели применимы для описания как наблюдаемых, так и ненаблюдаемых явлений. Важно иметь в виду: геосистемы, как и большинство сложных систем, обладают иерархической структурой, в которой 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.

Модель сложной геосистемы — совокупность зависимостей  $L_j$ , связывающих между собой параметры  $g_j$  [12]:

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

где  $n$  — число независимых параметров. Величина  $n$  зависит от степени сглаживания представляющего практический интерес параметра  $g_j$  по частоте в пределах выбранного масштаба и задаваемой точности. С повышением точности прогнозирования, необходимостью учета меньших колебаний параметра  $g_j$  и с увеличением срока предсказания растет величина  $n$ . Эта модель представляет собой формализацию, имеющую неформализуемый остаток. Она только тогда может отразить все свойства объекта, когда станет ему идентична. В силу этого модель отражает только отдельные свойства объекта. Целевая многоплановость использования модели может потребовать такого расширения числа рассматриваемых параметров  $n$ , для которого на данном уровне исследований не может быть получено достаточного количест-

ва известных или правдоподобно выбранных  $n$  операторов  $L_j$ , отражающих механизмы взаимодействия компонентов сложной геосистемы. Необоснованное увеличение количества принимаемых к рассмотрению операторов  $L_j$  не только увеличивает сложность анализа модели, но может и снижать точность прогноза вследствие повышения удельного веса принятых априори неадекватных геосистеме операторов. В модели не все параметры равнозначны. Прогнозируемые параметры мы будем называть центром модели и считать, 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.

Оптимальной будем считать модель, отражающую объективную сложность анализируемых взаимодействий при наименьшем числе входящих в рассмотрение параметров и операторов.

Выбор временных масштабов исследований при решении динамических задач радиохомеостологии имеет особую значимость. Проиллюстрируем это на примере. Попадая вместе с пищей, проникая через клеточные мембраны или сорбируясь на биологических поверхностях, радикалы или целые молекулы химических веществ, в том числе и токсиантов, находятся в контакте с гидробионтами некоторое время, по истечении которого они вновь возвращаются в водную среду, часто в виде ионных соединений, как 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 пище с 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 биотических параметров гидробионта.

Между пространственно-временными масштабами, сглаженностью параметров по частоте и требованиями точности, очевидно, имеется взаимосвязь, которая определяет молекулярный, физиологический, популяционный или экологический уровни исследований.

В настоящей работе в качестве центра моделей рассмотрены концентрационные характеристики распределения радиоактивных и химических веществ в среде и гидробионтах, а также потоки загрязнителей между компонентами экосистем. Пространственно-временные масштабы исследований и точность наблюдений определены санитарно-гигиеническим нормированием с учетом экологических требований. Они определили мезомасштабность и макромасштабность времени рассмотрения процессов и, в основном, организменный и биоценотический уровни исследований.

Для математического описания взаимодействий между живым веществом и радиоактивными или химическими субстратами, а также решения задач прогнозирования загрязнения и самоочищения морской среды рассматриваются полуматематические модели. Эмпирические блоки этих моделей получены на основе лабо-

раторных экспериментов изучения алиментарного и парентерального путей поглощения веществ гидробионтами. Эти блоки служат низшими уровнями полуматематических моделей, отражающих био- и абиотические взаимодействия в экосистеме.

При построении математических моделей использован балансовый метод выражения их операторов  $L_j$ . 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, по нашему мнению, обусловлен исторически. Первоначально развивались модели, имеющие в своей основе баланс по веществу. К ним в первую очередь относились модели трофических взаимоотношений типа (хищник — жертва [23, 150]). В дальнейшем выяснилось, что биологические ткани имеют различные энергетические эквиваленты. Это потребовало наряду с балансом по веществу замыкать экосистемы и по энергии [17]. Исследования биохимических форм существования жизни показали, что разные химические вещества в экосистемах имеют различные биогеохимические циклы [151]. 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 и 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.

Структуру и параметры эмпирических моделей определяли 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.

В данной работе задачей экспериментальных исследований была разработка эмпирических моделей, применимых для оптимального решения проблем математического описания кинетики взаимодействия гидробионтов с радиоактивными или химическими веществами морской среды балансовым методом.

Указанная задача имеет два основных аспекта изучения взаимодействия между гидробионтами и загрязнителями морской среды. Первый из них связан с исследованием кинетических характеристик поглощения, концентрирования и обмена веществ гидробионтами, а также изучением влияния живого вещества на распределение и миграцию химических или радиоактивных веществ в среде. Второй аспект обусловлен мутагенным и токсическим воздействием их на биоту. Авторы решают проблему определения допустимых уровней антропогенного воздействия на гидробионты, т.е. таких уровней, при которых токсические и мутагенные воздействия не приводят к нежелательным или необратимым изменениям в структуре и продукционных характеристиках экосистем. Поэтому в рамках настоящей книги рассмотрены только кинетические характеристики взаимодействий между живым веществом и загрязнителями морской среды.

## 2.3. Математические модели минерального обмена гидробионтов

Математическое описание кинетики процессов взаимодействия между гидробионтами и радиоактивными или химическими компонентами морской среды в зависимости от целей исследования следует по нескольким направлениям.

Одним из них можно считать путь создания эмпирических моделей, базирующийся на использовании регрессионного анализа и эмпирических формул [76] для интегрального описания результатов экспериментальных наблюдений поглощения или выведения веществ гидробионтами.



Другим направлением служит разработка эмпирических моделей, отражающих кинетику минерального обмена в дифференциальной форме [117]. Интегральные решения, реализующие такие модели дифференциальных уравнений, используются для определения параметров моделей из наблюдений при начальных условиях, соответствующих экспериментальным. При разработке дифференциальных моделей выдвигаются гипотезы о механизмах обмена, позволяющие формализовать интерпретацию регрессионных интегральных зависимостей или эмпирических формул.

Третье направление связано с теоретическими моделями, отражающими совокупное воздействие известных или выдвигаемых в качестве гипотез факторов на результирующий параметр [171]. Теоретические модели описывают реальные механизмы взаимодействий, например проницаемость клеточных мембран, электрохимические потенциалы клеток, кинетические закономерности биохимических реакций, турбулентность среды и т.д. Для определения параметров теоретических моделей экспериментальные наблюдения интегрального поглощения или выведения веществ гидробионтами не привлекаются.

Четвертый путь математического описания кинетики взаимодействия химических веществ с гидробионтами — разработка полуэмпирических моделей, обладающих свойствами и эмпирических, и теоретических.

Исследования парентерального поглощения радионуклидов морскими организмами в опытах с постоянными значениями биотических и абиотических факторов показали, что кинетика этих процессов в нестационарной фазе описывается степенной функцией [7]. В целом этот процесс как на стадии накопления [9], так и выведения [116] описывается суммой экспоненциальных членов:

$$C_T(t) = \sum_{i=0}^n B_i e^{-p_i t}, \quad (2.1)$$

где  $C_T(t)$  — концентрация радионуклида в гидробионте в момент времени  $t$ ;  $n$  — количество экспоненциальных членов;  $B_i$  и  $p_i$  — параметры. Опытам по выведению радионуклидов гидробионтами соответствует значение  $B_0 = 0$ , а  $p_i$  рассчитывают по формуле

$$p_i = \ln 2 / \tau_i, \quad (2.2)$$

где  $\tau_i$  — периоды полужизни экспонент.

Применительно к опытам по накоплению функция (2.1) имеет вид

$$K_T(t) = K_C - \sum_{i=1}^n B_i e^{-p_i t}, \quad (2.3)$$

где  $K_T(t)$  — коэффициент накопления [74] радионуклида гидробионтом в текущий момент времени, равный отношению концентрации радионуклида в гидробионте ( $C_T$ ) к его концентрации в воде ( $C_B$ );  $K_C$  — предельный, статический или стационарный коэффициент накопления при  $t \rightarrow \infty$ . В соотношении (2.3)

$$K_C = \sum_{i=1}^n B_i. \quad (2.4)$$

Различные способы интерпретации функции (2.1) послужили основой для построения ряда моделей, описывающих кинетику обмена радиоактивных и химических веществ в дифференциальной форме.

А.А. Бачурин [9], допустив, что зависимость (2.3) является реакцией системы радионуклид в морской среде — гидробионт на единственный скачок (пороговое изменение радиоактивности от  $C_B = 0$  до  $C_B = 1$ ), установил передаточную функцию

системы и при  $n=2$  методом "черного ящика" получил дифференциальное уравнение динамики изотопного обмена между морскими организмами и средой

$$T_1 T_2 \frac{d^2 C_{\Gamma}}{dt^2} + (T_1 + T_2) \frac{dC_{\Gamma}}{dt} + C_{\Gamma} = (B_1 T_1 + B_2 T_2) \frac{dC_B}{dt} + K_C C_B, \quad (2.5)$$

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

Другая интерпретация соотношения (2.1) позволила В.И. Беляеву [11] получить уравнение изотопного обмена методами описания дисперсных систем с использованием лагранжевых переменных [10]. Модель В.И. Беляева построена на основе допущения; в гидробионте имеется несколько фаз, характеризующихся концентрациями изотопа  $C_{\Gamma i}$  и его стабильного аналога  $C'_{\Gamma i}$ , а также скоростью обмена  $g_i$ , определяющей поток элемента в единицу времени между фазами организма, отнесенными к единице массы фазы. При указанных допущениях уравнение обмена для каждой фазы имеет вид

$$\frac{dC_{\Gamma i}}{dt} + \frac{g_i}{C'_{\Gamma i}} C_{\Gamma i} = \frac{g_i}{C'_B} C_B, \quad (2.6)$$

где  $C'_B$  — концентрация стабильного аналога нуклида в воде. Общее содержание нуклида в гидробионте ( $C_{\Gamma} = \sum C_{\Gamma i}$ ) при начальных условиях  $C_{\Gamma i} = C_{\Gamma i}(0)$  выражается соотношением

$$C_{\Gamma} = \frac{C_{\Gamma} \cdot C'_B}{C'_B} - \sum_{i=1}^n \left[ \left( \frac{C_{\Gamma} \cdot C'_{\Gamma i}}{C'_B} - C_{\Gamma i}(0) \right) e^{-\frac{g_i}{C'_{\Gamma i}} t} \right]. \quad (2.7)$$

Решение уравнения (2.7) совпадает с соотношением (2.1). При  $n=2$  параметры уравнений (2.1) — (2.3) принимают следующий вид:

$$\begin{aligned} B_1 &= \frac{C'_{\Gamma 1}}{C'_B} - \frac{C_{\Gamma 1}(0)}{C_{\Gamma}}; \quad B_2 = \frac{C'_{\Gamma 2}}{C'_B} - \frac{C_{\Gamma 2}(0)}{C_{\Gamma}}; \\ p_1 &= \frac{g_1}{C'_{\Gamma 1}}; \quad p_2 = \frac{g_2}{C'_{\Gamma 2}}; \quad K'_C = \frac{C'_{\Gamma}}{C'_B}, \end{aligned} \quad (2.8)$$

где  $K'_C$  — коэффициенты накопления стабильного аналога радионуклида гидробионтом.

Для описания кинетики процессов обмена радиоактивных и химических веществ между гидробионтами и средой широкое распространение нашли также камерные модели [175]. Базой для их применения послужило формирование представлений, что в гидробионтах имеются обменные (или необменные) фонды химических или радиоактивных компонентов, взаимодействующие со средой или между собой со скоростью метаболической реакции. В камерных моделях размеры камер ассоциированы с фондами, а транспортные коммуникации отражают направленность взаимодействий. Для построения эмпирических камерных моделей необходимо соответствие между структурной сложностью и количеством, а также точностью определяемых их эксперимента параметров, которые используются для определения моделей [172]. При  $n=2$  кинетика взаимодействия обменных фондов гидробионтов с компонентами среды в общем случае описывается камерной моделью, имеющей структуру, изображенную на рис. 2.2. Камеры этой модели соответствуют химическому или радиоактивному компоненту в воде (1 на рис. 2.2) и гидробионте (2 и 3 на рис. 2.22). Указанную структур-

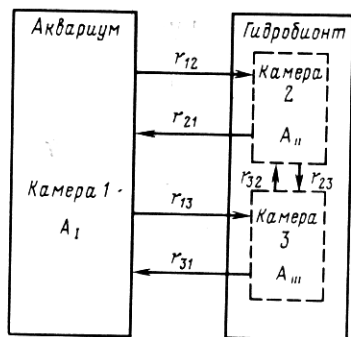


Рис. 2.2. Структурная схема обмена радионуклида в системе морская вода—гидробионт

ную схему реализуют дифференциальные уравнения:

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

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

$$\frac{dA_3}{dt} = r_{13}A_1 + r_{23}A_2 - (r_{31} + r_{32})A_3, \quad (2.9)$$

где  $A_1$  и  $A_2$ ,  $A_3$  — содержание элемента или радионуклида в камерах, соответствующих воде и гидробионту;  $r$  — показатель скорости обмена компонента между камерами.

Применительно к закрытой системе (рис. 2.2), при начальных условиях  $A_i(0) = A_{i0}$ , где  $i$  — номер камеры, общее решение уравнений (2.9) имеет вид

$$A_i(t) = \sum_{j=0}^2 a_j e^{-p_j t}, \quad (2.10)$$

где  $a_j$  и  $p_j$  — параметры.

В общем решении (2.10)  $p_0 = 0$  [34] и выражения (2.10) и (2.1) тождественны. Поэтому задача определения параметров камерной модели из наблюдений сводится к установлению показателей скорости обмена через коэффициенты эмпирического уравнения (2.1).

Исследования показали [172], что эта задача для трехкамерной модели с полным набором транспортных коммуникаций без привлечения дополнительных данных неразрешима, так как при  $n = 2$  теория камерного анализа дает независимые уравнения для определения лишь четырех из шести показателей скорости обмена, определяемых структурой модели (рис. 2.2). 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 субстрата в гидробионты, а другая — выведение из него.

Для моделей с четырьмя транспортными коммуникациями, удовлетворяющими оговоренному выше требованию, а также условию, что количество вещества в воде значительно выше его количества в гидробионте, набор зависимостей между  $r$  с индексами и параметрами уравнения (2.1) установлен Ризичем [172].

Следует отметить, что эмпирическая зависимость (2.1) не несет информации о транспортных коммуникациях, так как она описывает кинетику лишь суммарного обмена между средой и гидробионтом, а закономерности взаимодействия обменных фондов между собой не отражает. Поэтому для обоснования структуры коммуникаций между камерами необходимо привлекать сведения о механизмах обмена или выдвигать дополнительные гипотезы. Если задача исследования инвариантна по отношению к различным наборам транспортных коммуникаций, то наиболее простой структурой обладает так называемая сосковая модель, от-

ражающая независимое взаимодействие каждой камеры гидробионта со средой ( $r_{23} = 0$  и  $r_{32} = 0$ ). Для сосковой модели при разных соотношениях количества субстрата в гидробионте и воде показатели скорости обмена рассчитывают следующим образом [32]:

$$\begin{aligned} r_{12} &= \frac{m_{\Gamma} B_1 p_1 p_2}{m_B r_{31}}; \quad r_{21} = \frac{p_1 p_2 \left(1 - \frac{m_{\Gamma}}{m_B} K_C\right)}{r_{31}}; \quad r_{13} = \frac{m_{\Gamma} B_2 p_1 p_2}{m_B r_{21}}; \\ r_{31} &= \frac{p_1 p_2 - \sqrt{(p_1 + p_2)^2 - \frac{4 p_1 p_2 (1 - m_{\Gamma} B_1 / m_B)(1 - m_{\Gamma} B_2 / m_B)}{1 - m_{\Gamma} K_C / m_B}}}{2 \frac{1 - m_{\Gamma} B_1 / m_B}{1 - m_{\Gamma} K_C / m_B}}. \end{aligned} \quad (2.11)$$

Из уравнений (2.11) вытекает основное условие применимости модели (2.9):  $m_{\Gamma} K_C < m_B$ , которое указывает, что она применима для описания систем, в которых пул химического или радиоактивного вещества в гидробионте меньше его пула в воде. Если пулом гидробионта по отношению к пулу среды можно пренебречь, то показатели скорости обмена, отнесенные к единице биомассы гидробионта в среде, равны:

$$r_{12} = B_1 p_1; \quad r_{21} = p_1; \quad r_{13} = B_2 p_2; \quad r_{31} = p_2. \quad (2.12)$$

В этом случае балансовые равенства модели (2.9) в пересчете на  $C_{\Gamma}$  и  $C_B$  имеют вид:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dC_1}{dt} &= p_1 (C_B B_1 - C_1); \\ \frac{dC_2}{dt} &= p_2 (C_B B_2 - C_2); \\ \frac{dC_B}{dt} &= \frac{m_{\Gamma}}{m_B} [p_1 C_1 + p_2 C_2 - C_B (B_1 p_1 + B_2 p_2)]; \\ C_{\Gamma} &= C_1 + C_2. \end{aligned} \right\} \frac{m_{\Gamma}}{m_B} p (C_{\Gamma} - K_C C_B) \quad (2.13)$$

Уравнения (2.13) применимы при микроконцентрациях вещества в среде ( $C_B$ ) и неизменяющемся воздействии биотических и абиотических факторов. Если химический компонент и его радиоактивный аналог находятся в одинаковых физико-химических состояниях в среде, то они применимы для описания как кинетики обмена вещества, так и соответствующего ему радионуклида. Если время радиоактивного распада анализируемого нуклида соизмеримо с временным масштабом изучаемого на модели процесса, то уравнения вида (2.13) должны содержать параметр, учитывающий радиоактивный распад.

Применительно к закрытой системе субстрат в морской среде — гидробионт: ей соответствуют начальные условия  $C_1(0) = C_{10}$ ,  $C_2(0) = C_{20}$  и  $C_B(0) = C_{B0}$ . Если пул вещества в гидробионте мал ( $m_{\Gamma} K_C \ll m_B$ ), то решение уравнений (2.13) по отношению  $C_{\Gamma}$  имеет вид [29]

$$C_{\Gamma}(t) = K_C C_{B0} + (C_{10} - C_{B0} B_1) e^{-p_1 t} + (C_{20} - C_{B0} B_2) e^{-p_2 t}. \quad (2.14)$$

Соотношение (2.14) показывает, что при любых изменениях состояния системы

направленность кинетических процессов после прекращения воздействия такова, что отношение  $C_T$  к  $C_B$  в среде всегда стремится к величине  $K_C$ .

В опытах по накоплению радионуклидов гидробионты из чистой среды помещаются в воду, содержащую радиоактивную метку химического вещества. Таких экспериментов соответствуют начальные условия:  $C_B(0) = C_{B0}$ ;  $C_1(0) = 0$ ;  $C_2(0) = 0$ , при которых уравнение (2.14) трансформируется в выражение (2.3). При начальных условиях, соответствующих методическим особенностям изучения выведения радионуклида из гидробионта:

$$C_B(0) = 0; C_1(0) = C_{10}; C_2(0) = C_{20},$$

кинетика выведения описывается зависимостью

$$C_T(t) = C_{10}e^{-p_1 t} + C_{20}e^{-p_2 t}. \quad (2.15)$$

Если в предварительном опыте накопления радионуклида гидробионт накопил его до уровней  $C_{10} = B_1 C_B$  и  $C_{20} = B_2 C_B$ , то кинетика последующего выведения радионуклида в опыте с  $C_B = 0$  описывается уравнением (2.1).

Следует отметить, что кроме камерных моделей построены также модели, совпадающие по виду с моделью (2.13), но не использующие допущения о камерной структуре кинетики обмена [123]. Их обменные параметры обычно задаются коэффициентами. При неизменности воздействия абиотических и биотических факторов эти модели идентичны камерным, так как всякое допущение о постоянстве показателей скоростей поступления и выведения субстрата равнозначно принятию гипотезы о существовании в гидробионтах обменных фондов данного субстрата.

В связи с тем что математический аппарат камерного анализа разработан достаточно полно [175], в дальнейшем именно камерные модели будут использоваться для математического описания кинетики взаимодействия гидробионтов с радиоактивными и химическими загрязнителями среды в условиях изменяющегося воздействия биотических и абиотических факторов.

## 2.4. Определение параметров эмпирических камерных моделей на основании наблюдений

Эмпирическая модель — это модель, построенная по материалам наблюдений и предназначенная для решения определенного круга задач. В динамической хемотрологии построение эмпирических моделей обусловлено необходимостью прогнозирования состояний системы радиоактивный или химический компонент в морской среде — гидробионт.

Согласно положениям теории сложных геосистем [12], эмпирическая модель остается верной лишь в пределах данных, используемых для ее построения. Применение эмпирических моделей для прогнозирования базируется на двух допущениях:

1. Опытные данные должны содержать исчерпывающую информацию о всех изменениях состояния системы и обеспечить отделение этой информации от помех;

2. Предсказание должно относиться к системе, абсолютно тождественной той, по материалам наблюдений которой была построена эмпирическая модель. Требование тождественности относится как к структуре, так и к связям между элементами.

Использование аппроксимирующей функции вида (2.1) позволяет определить параметры модели из наблюдений. В данной модели сколь угодно сложный и многофазовый процесс метаболизма отражен как обмен компонента фондами гидробионта со средой при постоянных значениях показателей скоростей обмена. При этом критерием согласия истинного процесса, обусловленного всем множеством механизмов, ответственных за обмен, и формализованного служит мера совпадения кинетики наблюдаемого процесса накопления гидробионтом радиоактивной метки компонента и аппроксимирующей функции вида (2.1). Если подхо-

дить строго, модель с определенными таким образом параметрами может использоваться лишь для прогнозирования процесса накопления. Однако идентичность вида аппроксимирующих функций выведения (2.15) и кривой (2.1) позволяет принять гипотезу о тождественности структуры накопления и выведения. Тождественность связей между элементами данных моделей может быть доказана, если окажутся достаточно совпадающими результаты эксперимента и формализованного его отражения моделью, параметры которой определены из независимого опыта. В этом случае (при сохранении постоянства биотических и абиотических факторов морской среды), очевидно, можно утверждать как о сохранении тождественности структуры системы вещество в морской среде – гидробионт на прогнозируемый период, так и об адекватности модели, отражающей кинетику этой системы.

Очевидно, что структура эмпирических камерных моделей в первую очередь определяется величиной  $n$  в аппроксимирующих функциях (2.1), получаемых по результатам наблюдений.

Задача выделения  $n$  показательных функций по опытным данным имеет точное решение, однако показательные функции не обладают свойством ортогональности. Матрица нормальных уравнений для аппроксимации наблюдений методом наименьших квадратов обладает большой скошенностью. Поэтому кроме чисто математического решения задачи необходимо рассматривать ее численные аспекты. К. Ланцош [54], приведя математический метод выделения показательных функций, указал, что для определения их коэффициентов исходные данные должны задаваться с исключительной точностью. Например, для выделения четырех или пяти показательных членов необходима точность наблюдений в шесть–восемь значащих цифр [54]. Гласс и Гаретта [139], исследуя точность определения параметров двухэкспоненциальной функции (2.1) в зависимости от погрешности исходных данных, получили результаты, приведенные в табл. 2.1, из которых видно, что точность определения коэффициентов показательной функции зависит от погрешности наблюдений и их количества, а также от соотношения параметров.

В исследованиях методом радиоактивных индикаторов разброс данных обусловлен как точностью измерения массы образцов и радиометрирования, так и биологической вариабельностью. Разброс данных характеризуется коэффициентом вариации  $v_{\text{вар}}$ , обычно составляющим величину 10–30% [45]. Число повторов измерений  $n_{\text{изм}}$ , соответствующих каждому фиксированному моменту времени, в зависимости от точности определения анализируемой величины оценивается по формуле [104]

$$n_{\text{изм}} = \frac{u_{\alpha}^2}{\epsilon^2} v_{\text{вар}}^2, \quad (2.16)$$

где  $\epsilon$  – предельная относительная погрешность;  $u_{\alpha}$  – параметр, выбираемый из таблиц, исходя из уровня значимости  $\alpha$ . Из формулы (2.16) 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 удастся. Поэтому, даже если бы накопление и выведение радионуклидов обменными фондами гидробионтов осуществлялись в полном соответствии с  $n$  показательными функциями, этот факт мог бы быть зафиксирован не менее чем с 1%-ной погрешностью. 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 в логарифмических координатах по оси ординат, то для интерпретации данных достаточно од-

**Таблица 2.1. Точность определения параметров  
двухэкспоненциальной функции в зависимости  
от погрешности наблюдений\* [139]**

| Число<br>точек<br>наблю-<br>дений | Средняя от-<br>носитель-<br>ная погреш-<br>ность наблю-<br>дений, % | Точность определения параметров в<br>зависимости от отношения $p_1/p_2$ (%) |       |       |
|-----------------------------------|---------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|-------|-------|
|                                   |                                                                     | 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  $2\sigma$ ) четырех параметров  $B_1$ ,  $B_2$  и  $p_1$ ,  $p_2$  функции (2.15) в зависимости от средней погрешности ( $2\sigma$ ) значений функции в точках наблюдений.

ного экспоненциального представления ( $n = 1$ ). В противном случае возникает необходимость определения параметров двух экспоненциальных членов. При этом представляет практический интерес оценить параметры  $p_1$ ,  $p_2$  и  $B_1$ ,  $B_2$ , величину  $K_c$  и относительную скорость поступления или обмена радионуклида

$$v_{\Pi} = B_1 p_1 + B_2 p_2, \quad (2.17)$$

равную значению производной по времени к кривой (2.3) в момент  $t = 0$ .

Удобный способ выделения показательных функций — графический метод [103]. Он базируется на свойстве экспоненциальных функций вида  $B_i e^{-p_i t}$  стремиться к нулю при  $t \rightarrow \infty$ . Наиболее медленно это происходит у слагаемого с наименьшим по модулю значением параметра  $p_i$ . Начиная с некоторого момента времени справедливо приближенное равенство [9]

$$K_c - K(t) = z(t) \approx B_i e^{-p_i t}. \quad (2.18)$$

Логарифмирование выражения (2.18) дает зависимость, которая при  $t \rightarrow \infty$  стремится к прямой

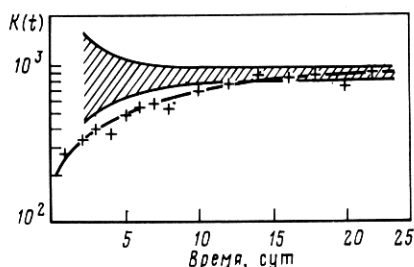
$$\ln z(t) \approx \ln B_i - p_i t. \quad (2.19)$$

Отложив эту зависимость в логарифмическом масштабе по оси ординат и проведя к ней асимптоту, можно по положению асимптоты к ней определить значения  $B_i$  и  $p_i$ , так как точка пересечения асимптоты с осью ординат имеет координаты  $(0, \ln B_i)$ , а тангенс угла ее наклона к оси абсцисс равен  $p_i$ . Исключение из выражения (2.1) найденного слагаемого  $B_i e^{-p_i t}$  позволяет получить новую функцию вида (2.18), которая при  $n = 2$  является прямой, по которой путем аналогичных операций над асимптотой определяются оставшиеся значения  $B_i$  и  $p_i$ .

Значения  $p_i$  могут быть определены по формуле (2.2) через период полураспада экспонента  $T_i$ , равный промежутку времени, при котором ордината любого отрезка на асимптоте уменьшается вдвое.

Из выражения (2.18) видно, что определить параметры зависимости (2.12)  $p_1$ ,  $p_2$  и  $B_1$ ,  $B_2$  графическим методом можно лишь в случае, если известна оцен-

Рис. 2.3. Накопление  $^{65}\text{Zn}$  ульвой (экспериментальные наблюдения); штриховкой показана 95 %-ная доверительная зона на  $K_c$



ка  $K_c$ . Поэтому длительность опытов, предназначенных для математической интерпретации, должна быть такова, чтобы процесс концентрирования был прослежен до близкого к стационарному уровню. Применение графического метода для аппроксимации данных зависимостью (2.15) позволяет оценить параметры  $p_1$ ,  $p_2$  и  $C_{10}$ ,  $C_{20}$ , а при  $K(t) \approx K_c$  определить также и  $B_1$ ,  $B_2$ .

По результатам изучения накопления радионуклида гидробионтом оценка  $K_c$  может быть получена при времени наблюдений  $t > 5\tau_{\text{макс}}$ , где  $\tau_{\text{макс}} = 0,693/p_{\text{мин}}$ ;  $p_{\text{мин}}$  — наименьшее по абсолютной величине значение параметра  $p_1$  или  $p_2$ . При краткосрочных экспериментах ( $t < 5\tau_{\text{макс}}$ ) оценка  $K_c$  может быть получена по данным опыта выведения и накопления радионуклида гидробионтом. В этом случае по данным опыта выведения оцениваются значения  $p_1$  и  $p_2$ , а по данным опыта накопления определяются численное значение величины  $v_{\text{п}}$  и оценки  $K_{cj}$  для каждой  $t_j$  экспозиции наблюдений накопления [29]:

$$K_{cj} = \frac{K(t_j)(p_1 - p_2) + v_{\text{п}}(e^{-p_1 t_j} - e^{-p_2 t_j})}{(p_1 - p_2)(1 - e^{-p_1 t_j}) + p_2(e^{-p_1 t_j} - e^{-p_2 t_j})} \quad (2.20)$$

Совокупность значений  $K_{cj}$  может рассматриваться как выборка, осреднение которой позволяет после каждой экспозиции наблюдений получить уточнение оценки  $K_c$ . Применение такой процедуры для интерпретации наблюдений концентрирования  $^{65}\text{Zn}$  ульвой, аппроксимированных зависимостью [35]

$$K(t) = 930 - 740e^{-0,119t} - 190e^{-2,33t}, \quad (2.21)$$

показано на рис. 2.3. На 10–12-е сутки доверительный интервал статического коэффициента накопления сузился до значения, позволяющего определить  $K_c$  с погрешностью, не превышающей 10%. Из соотношения (2.21) видно, что  $p_{\text{мин}} = 0,119$ , откуда  $\tau_{\text{макс}} = 0,693/0,119 = 5,8$  сут.

Таким образом, в опытах, в которых кинетика концентрирования радионуклидов гидробионтами может быть отражена двухкамерными моделями, оценки  $K_c$  с достаточной надежностью могут быть определены за время эксперимента, не превышающее двух периодов полураспада радионуклида в камере с меньшей скоростью обмена.

Оценки  $v_{\text{п}}$  обычно определяются численным дифференцированием зависимости накопления радионуклида гидробионтом по точкам экспериментальных наблюдений. Точность численного дифференцирования определяется погрешностью усечения, вызванной заменой зависимости (2.3) интерполяционным многочленом и погрешностью округления, обусловленной отличием определяемых экспериментально выборочных  $K(t)$  от их генеральных значений [53]. Эти погрешности зависят от промежутков времени  $\Delta t$  между измерениями  $K(t)$ . При их уменьшении погрешность усечения, как правило, уменьшается, а погрешность округления возрастает.

Задача определения взаимосвязи между погрешностью  $\delta$  скорости поглощения субстрата  $v_{\text{п}}$ , погрешностями наблюдений  $\epsilon$  и интервалом наблюдений  $\Delta t$  решена методом Монте-Карло применительно к численному дифференцированию по



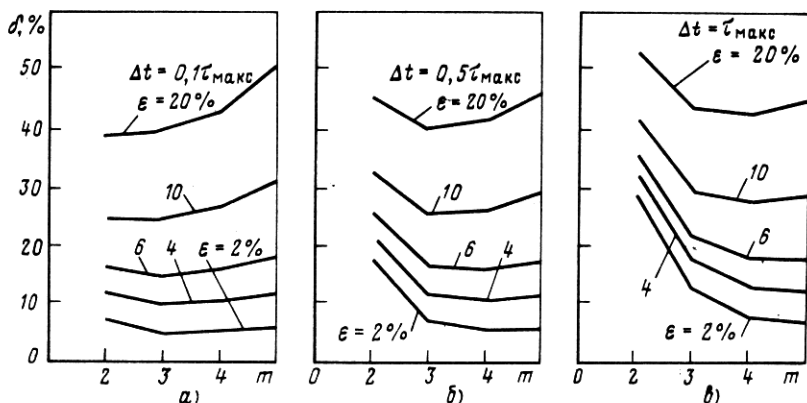


Рис. 2.4. Зависимость между погрешностью определения скорости обмена  $\delta$  и погрешностью коэффициентов накопления  $\epsilon$  при  $\Delta t = 0,1\tau_{\max}$  (а);  $\Delta t = 0,5\tau_{\max}$  (б);  $\Delta t = \tau_{\max}$  (в);  $m$  — число точек, по которым выполнялось численное дифференцирование; цифры на кривых — значения  $\epsilon$  (%)

$m = 2 \div 5$  точкам [31]. Результаты численного моделирования зависимости  $\delta$  как функции от  $\epsilon$  и  $\Delta t$  при нормальном законе распределения вариантов оценок  $K(t)$  в выборках иллюстрируется на рис. 2.4. Он показывает, что при одной и той же величине  $\epsilon$  шаг наблюдений существенно отражается на погрешности ( $\delta$ ) определения  $v_{\text{п}}$ . В области реально достижимой в экспериментах точности определения коэффициентов накопления ( $\epsilon \geq 6\%$ ) при малом шаге наблюдений  $\Delta t$  (рис. 2.4, а) величина  $\delta$  с увеличением количества точек, по которым выполняется численное дифференцирование, возрастает, а при большом  $\Delta t$  (рис. 2.4, в) — убывает. При среднем шаге (рис. 2.4, б) наблюдается перегиб кривых в области  $m = 3-4$ . Из рис. 2.4 также видно, что дифференцирование по двум точкам (включая нулевую) при малом  $\Delta t$  дает наименьшую потерю точности. Следует, однако, отметить, что коэффициенты накопления  $K(t)$  по результатам наблюдений получают посредством анализа нескольких проб и точность наблюдений  $\epsilon$  будет тем выше, чем больше отобрано проб во временной точке. Так как для их отбора необходимо определенное время, то если оно соизмеримо с промежутком  $\Delta t$ , повышение точности будет кажущимся. При условиях, когда величина  $\tau_{\max}$  неизвестна, минимальную потерю точности, очевидно, дает выбор шага наблюдений из условия минимальности отношения затрат времени на отбор проб во временной точке к величине  $\Delta t$  и последующее численное дифференцирование по трем точкам. В целом по рис. 2.4 можно решать задачу планирования экспериментов, задаваясь необходимой точностью получения оценки относительной скорости обмена, а также устанавливая максимально допустимую погрешность коэффициентов накопления.

Кроме задачи определения структуры и параметров камерной модели важной проблемой является оценка ее адекватности. К настоящему времени используются два способа оценки адекватности моделей по данным опытов с радиоактивными индикаторами.

Первый из них [34] требует постановки опыта по накоплению радиоактивной метки гидробионтом до уровня, близкого к стационарному. Его результаты аппроксимируются функцией вида (2.3), используемой для определения параметров модели. Кинетика второго опыта — выведения радионуклида гидробионтом — описывается зависимостью (2.15), параметры которой определены из первого эксперимента. Вывод о степени адекватности модели делается по оценке степени

совпадения наблюдаемой кинетики выведения и описанной моделью при начальных условиях  $C_B(0) = 0$ ;  $C_1(0) = C_{10}$ ;  $C_2(0) = C_{20}$ .

Второй способ проверки адекватности [68] тоже требует постановки двух опытов — накопления, а также выведения радионуклида гидробионтом. Однако оценка параметров модели (2.13) делается по наблюдениям выведения, аппроксимированной зависимостью (2.15), а также по одной точке опыта накопления  $K(t_1)$  в момент  $t_1$ , являющимся начальным моментом выведения, т.е. тем моментом опыта накопления, в котором особи (или часть особей, или образцов проб) гидробионта извлекаются из среды с радиоактивной меткой и помещаются в нерадиоактивную воду. В этом случае параметры модели  $B_1$  и  $B_2$  оценивают по формулам:

$$B_1 = \frac{C_{10}K(t_1)}{(C_{10} + C_{20})(1 - e^{-p_1 t_1})}; \quad B_2 = \frac{C_{20}K(t_1)}{(C_{10} + C_{20})(1 - e^{-p_2 t_1})}. \quad (2.22)$$

Данные опыта по накоплению гидробионтом радиоактивного вещества сравниваются с результатами моделирования при начальных условиях:  $C_B(0) = C_{B0}$ ;  $C_1(0) = 0$ ;  $C_2(0) = 0$ . При применении второго способа для получения заключения об адекватности не требуется проследить процесс накопления до стационарного уровня, при котором  $K(t) \approx K_c$ .

В некоторых случаях для повышения репрезентативности оценки адекватности моделируется многократно процесс накопления — выведения, наблюдаемый экспериментально [34]. Так как адекватность модели проверяется по данным независимого эксперимента со случайными начальными условиями по отношению ко всему множеству их возможных значений, то согласие результатов моделирования и опыта свидетельствует о применимости модели для описания кинетики системы радионуклид или химический элемент в морской среде — гидробионт.

## ГЛАВА 3

### ПАРЕНТЕРАЛЬНОЕ ПОГЛОЩЕНИЕ ВЕЩЕСТВ

#### 3.1. Адекватность камерных моделей

В настоящее время накопилось много данных, свидетельствующих о применимости камерных моделей для отражения кинетики минерального обмена гидробионтов. Коновер и Френсис [128] использовали камерные модели для описания поглощения биогенных веществ из воды морскими животными планктонного комплекса. Бернхард [117] указал на их применимость для описания кинетики поглощения  $K$ ,  $Cu$ ,  $Ca$ ,  $Zn$ ,  $Mn$  и  $Na$  гидробионтами. Кечкеш с соавторами [144] использовал камерные представления для описания кинетики обмена  $^{65}Zn$  мидиями. Ризич опубликовал обзор работ, в которых применены камерные модели обмена радионуклидов гидробионтами [172].

Однако доказательства адекватности применения камерных моделей для описания кинетики минерального обмена в литературе немногочисленны. Рассмотрение данных накопления и выведения  $^{65}Zn$  неделящейся культурой морских одноклеточных водорослей *Stephanopixis palmeriana* [64] позволило по формулам (2.3) и (2.15) определить параметры модели  $p_1 = 0,577 \text{ ч}^{-1}$ ;  $p_2 = 0,0152 \text{ ч}^{-1}$ ;  $B_1 = 300$  и  $B_2 = 230$ . Результаты математического описания кинетики обмена и эксперимен-

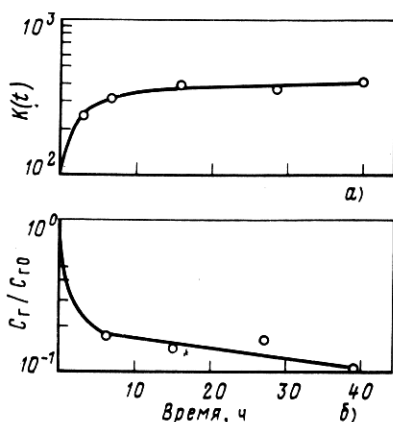


Рис. 3.1. Кинетика накопления (а) и выведения (б)  $^{65}\text{Zn}$  одноклеточными водорослями *Stephanopixis palmeriana* [64]; — — расчетные данные на модели

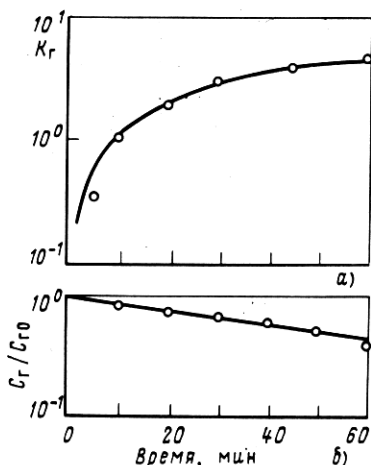


Рис. 3.2. Кинетика накопления (а) и выведения (б)  $^{86}\text{Rb}$  *Bacteria album* [68]

тальных наблюдений приведены на рис. 3.1: Аналогичные опыты с бактериями *Bacteria album* и  $^{86}\text{Rb}$  позволили построить однокамерную модель с параметрами  $p = 0,0151 \text{ мин}^{-1}$ ;  $K_c = 7,74$  (рис. 3.2). Кинетика обмена  $^{137}\text{Cs}$  этим же видом бактерий была описана двухкамерной моделью [68]. Двухкамерные модели были использованы для описания кинетики обмена  $^{90}\text{Sr}$  черноморской бурой водорослью *Cystoseira barbata* [34] (рис. 3.3) и  $^{65}\text{Zn}$  зеленой черноморской водорослью *Ulva rigida* [35]. В первом случае результаты экспериментов (рис. 3.3) описаны моделью с параметрами  $B_1 = 93$ ,  $B_2 = 195$  ( $K_c = 288$ ) и  $p_1 = 1,734 \text{ сут}^{-1}$ ,  $p_2 = 0,0771 \text{ сут}^{-1}$ . По данным опытов с  $^{65}\text{Zn}$  и ульвой (рис. 3.4) получена модель с параметрами  $B_1 = 740$ ;  $B_2 = 190$  ( $K_c = 930$ ) и  $p_1 = 0,119 \text{ сут}^{-1}$ ,  $p_2 = 2,33 \text{ сут}^{-1}$ . Модели с двухкамерной структурой построены также и по результатам опытов с  $^{65}\text{Zn}$  (рис. 3.5) и зоопланктонными организмами *Euchirella* sp., и экспериментов с  $^{54}\text{Mn}$  и мегалопами крабов (рис. 3.6) [32]. Кинетика обмена  $^{65}\text{Zn}$  эухиреллами была описана моделью с параметрами  $B_1 = 150$ ;  $B_2 = 1360$  и  $p_1 = 3,46 \text{ сут}^{-1}$ ,  $p_2 = 0,139 \text{ сут}^{-1}$ , а  $^{54}\text{Mn}$  мегалопами моделью с параметрами  $B_1 = 3,3$ ;  $B_2 = 90,3$  и  $p_1 = 0,139 \text{ ч}^{-1}$ ,  $p_2 = 0,0021 \text{ ч}^{-1}$ .

Отмеченные эксперименты ставили по описанной в предыдущей главе методике, позволяющей определить параметры модели и установить ее адекватность. В них соблюдались следующие условия: а) физиологическое состояние гидробионтов поддерживалось неизменным; б) за время экспериментов размножения животных не происходило и их рост не наблюдался; в) температура и освещенность поддерживались в

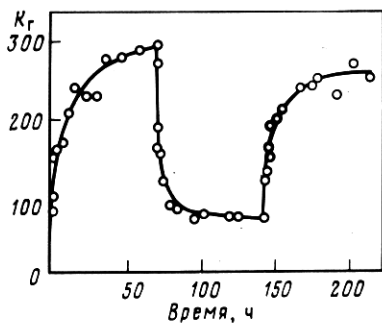


Рис. 3.3. Результаты опыта (о) и расчетные данные модели обмена  $^{90}\text{Sr}$  между цистозирой и средой [34]

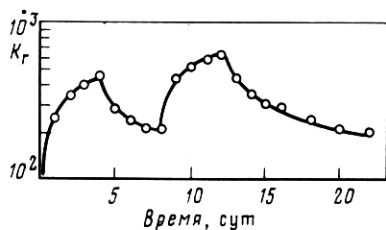


Рис. 3.4. Результаты опыта (о) и расчетные данные модели обмена  $^{65}\text{Zn}$  между ульвой и средой [35]

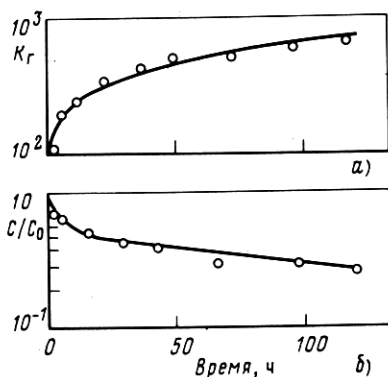
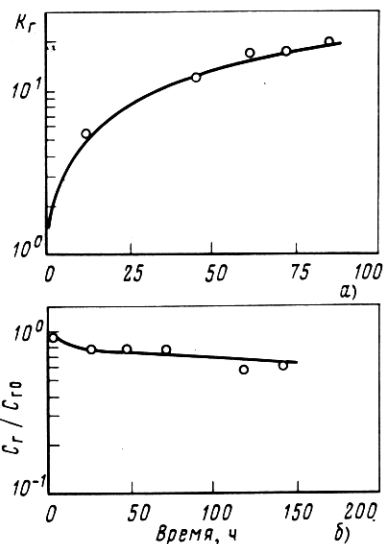


Рис. 3.5. Накопление (а) и выведение (б)  $^{65}\text{Zn}$  зоопланктонными организмами *Euchirella* sp. [32]:

$K_r$  — коэффициент накопления;  $C/C_0$  — радиоактивность  $C$  животных в текущий момент времени по отношению к начальной  $C_0$

Рис. 3.6. Накопление (а) и выведение (б)  $^{54}\text{Mn}$  *Megalopa* sp. (5,5 мг). Концентрация радиоактивного марганца [32]:

$C_r$  — в гидробионте в текущий момент времени;  $C_{r0}$  — в начальной точке опыта по выведению



интервалах, соответствующих естественным условиям существования гидробионтов; г) радионуклиды, в растворах которых содержались изотопные и неизотопные носители, вносили в экспериментальные растворы с таким расчетом, чтобы не изменить солевой состав вод, кроме того, физико-химические формы радионуклидов соответствовали формам нахождения в воде их стабильных аналогов.

Сравнение экспериментальных наблюдений и расчетов (рис. 3.1–3.6) указало на удовлетворительную степень адекватности камерных моделей, использованных для описания кинетики обмена радионуклидов гидробионтами.

Удовлетворительность совпадения экспериментальных и теоретических кривых также свидетельствует о том, что при парентеральном поглощении химических и радиоактивных веществ система радионуклид в морской среде — гидробионт имеет неизменяющуюся структуру взаимодействий при всех применявшихся соотношениях микроконцентраций радионуклидов в гидробионтах и воде. Эти данные позволяют заключить, что независимо от биологической значимости изучавшихся химических веществ, их обмен гидробионтами разных трофических уровней приводит к концентрированию веществ в фондах гидробионта со скоростью метаболических реакций первого порядка. При постоянстве воздействия биотических и абиотических факторов в диапазоне микроконцентраций веществ в среде объемы фондов гидробионтов пропорциональны концентрации радиоактивных или химических веществ в воде, а показатели скорости обмена фондов неизменны.

### 3.2. Учет радиоактивного распада

В предыдущих разделах рассмотрены математические модели радионуклид в морской среде — гидробионт и методы определения их параметров при допущении, что влияние радиоактивного распада в масштабе времени изучаемых процессов пренебрежимо мало. В то же время некоторые используемые в экспериментах радиоактивные нуклиды имеют короткое время жизни. Периоды полураспада нуклидов таких биологически значимых химических элементов, как  $^{32}\text{P}$  и  $^{42}\text{K}$  составляют соответственно 14,3 сут и 12,36 ч, а периоды полураспада экологически опасных короткоживущих нуклидов  $^{134}\text{I}$  и  $^{131}\text{I}$  равны 54 мин ( $^{134}\text{I}$ ) и 8,06 сут ( $^{131}\text{I}$ ).

Используемые в опытах радионуклиды могут, распадаясь, непосредственно превращаться в стабильные нуклиды или образовывать радиоактивные дочерние нуклиды. В обоих случаях система радионуклиды в морской среде — гидробионт остается открытой, так как в первом случае происходит радиоактивный распад, то есть уменьшение количества радионуклида в гидробионте и воде, а во втором случае одновременно с распадом материнского радионуклида происходит рождение горячих атомов дочернего радионуклида как в воде, так и в гидробионте и их последующий радиоактивный распад.

Задача изучения влияния радиоактивного распада на кинетические характеристики обмена радионуклидов гидробионтами решалась теоретически на камерных моделях [30] при допущениях, что радиоактивный распад не влияет на биотические характеристики системы, а возникшие в результате распада материнских до-

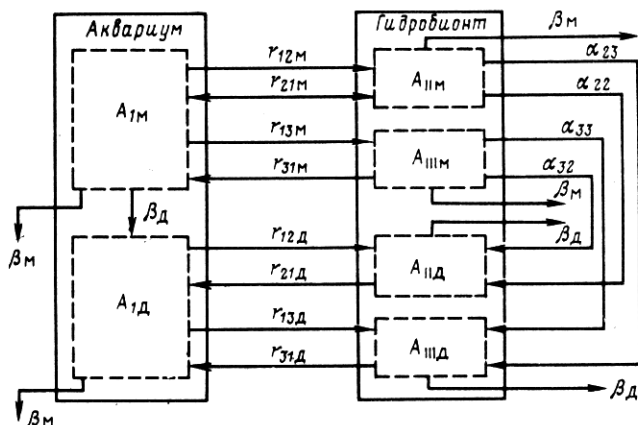


Рис. 3.7. Структурная схема обмена дочернего и материнского радионуклидов в системе морская вода-гидробионт

черные "горячие" атомы участвуют в метаболизме гидробионтов так же, как и их стабильные аналоги.

Камерная структура одновременного концентрирования материнского и его дочернего радионуклидов иллюстрируется на рис. 3.7, где аквариуму соответствуют две камеры, одна из которых содержит материнский радионуклид активностью  $A_{1M}$ , а другая — дочерний радионуклид активностью  $A_{1D}$ . Гидробионт составляют четыре камеры. Две из них с активностью  $A_{11M}$  и  $A_{11D}$  обмениваются материнским радионуклидом, а две другие с активностью  $A_{111M}$  и  $A_{111D}$  — дочерний. Между камерами осуществляется взаимодействие в направлениях, указанных стрелками. Структурной схеме соответствует система уравнений

$$\left. \begin{aligned}
 \frac{dA_{1M}}{dt} &= -(r_{12M} + r_{13M} + \beta_M) A_{1M} + r_{21M} A_{2M} + r_{31M} A_{3M}; \\
 \frac{dA_{2M}}{dt} &= r_{12M} A_{1M} - (r_{21M} + \beta_M) A_{2M}; \\
 \frac{dA_{3M}}{dt} &= r_{13M} A_{1M} - (r_{31M} + \beta_M) A_{3M}; \\
 \frac{dA_{1D}}{dt} &= \beta_D A_{1M} - (r_{12D} + r_{13D} + \beta_D) A_{1D} + r_{21D} A_{2D} + r_{31D} A_{3D}; \\
 \frac{dA_{2D}}{dt} &= r_{12D} A_{1D} - (r_{21D} + \beta_D) A_{2D} + \alpha_{22} A_{2M} + \alpha_{32} A_{3M}; \\
 \frac{dA_{3D}}{dt} &= r_{13D} A_{1D} - (r_{31D} + \beta_D) A_{3D} + \alpha_{23} A_{2M} + \alpha_{33} A_{3M},
 \end{aligned} \right\} \quad (3.1-3.2)$$

где  $r_{ijM}$  и  $r_{ijD}$  — константы скорости обмена материнского и дочернего радионуклидов;  $\beta_M$  и  $\beta_D$  — постоянные скорости радиоактивного распада материнского и

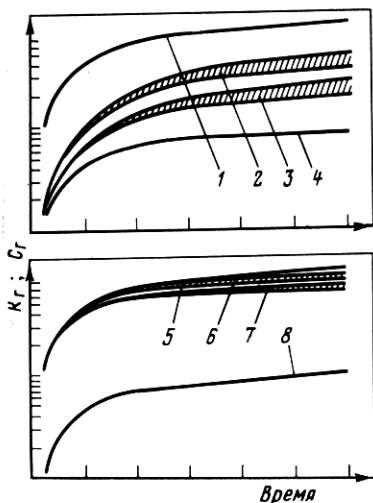


Рис. 3.8. Накопление гидробионтом дочернего радионуклида в среде с материнским:

1, 4, 5, 8 — соответственно независимое накопление материнского и дочернего изотопов (в единицах  $C_T$  или  $K$ ); 2, 3, 6, 7 — соответственно накопление гидробионтом дочерних атомов материнского нуклида с постоянными распада  $T$  и  $3T$  (штриховка ограничивает возможность множества значений  $C_T$  или  $K$ , обусловленное поступлением дочерних атомов в камеры с различными скоростями обмена)

дочернего нуклидов;  $a_{22}$ ,  $a_{23}$  и  $a_{32}$ ,  $a_{33}$  — константы скорости поступления дочернего нуклида соответственно из камер  $A_{2M}$  и  $A_{3M}$  в камеры  $A_{2D}$  и  $A_{3D}$ .

Уравнения системы (3.1–3.2) являются балансовыми равенствами, из них пер-

вые три замыкают систему по материнскому, четвертое, пятое и шестое — по дочернему радионуклидам. Естественно, что баланс материнского радионуклида не зависит от баланса дочернего и может рассматриваться отдельно.

Анализ решений первых трех уравнений системы (3.1) в численных экспериментах на ЭВМ показал, что кинетика концентрирования радионуклидов гидробионтами, наблюдаемая по изменению коэффициентов накопления, не зависит от показателя скорости радиоактивного распада  $\beta_M$ . Это означает, что способ определения параметров модели по уравнению (2.1) не зависит от времени жизни нуклидов, применяемых в опыте. При аппроксимации экспериментальных наблюдений зависимостью (2.15) необходимо вносить поправку на радиоактивный распад.

Численные эксперименты решения системы (3.1) в целом показали, что при совместном концентрировании дочернего и материнского нуклидов влияние распада в гидробионте материнского может как уменьшать, так и увеличивать коэффициенты накопления дочернего нуклида, по сравнению с коэффициентами, полученными при независимом накоплении дочернего нуклида (рис. 3.8). Если в независимых опытах статистический коэффициент накопления дочернего изотопа  $K_D$  больше статического коэффициента накопления материнского  $K_M$ , то коэффициенты накопления дочернего нуклида в совместном опыте уменьшаются. Если  $K_M$  превышает  $K_D$ , то наблюдается обратная зависимость. Степень этого уменьшения (увеличения) тем больше, чем короче период полураспада имеет дочерний нуклид.

Таким образом, изучение на моделях влияния радиоактивного распада на кинетические характеристики обмена радионуклидов гидробионтами выявило следующие закономерности:

1. При изучении кинетики минерального обмена методом радиоактивных индикаторов параметры моделей, получаемые по опытным данным, аппроксимированным зависимостью вида (2.3), не зависят от периода полураспада радионуклидов в экспериментальных растворах. При определении кинетических характеристик по наблюдениям, аппроксимированным кривой (2.15), необходимо вносить поправку на радиоактивный распад, если период полураспада нуклида соизмерим с временным масштабом наблюдений;

2. Определение кинетических характеристик минерального обмена по экспериментальным наблюдениям систем материнский — дочерний радионуклиды в

морской среде — гидробионт может по отношению к веществам, изучаемым по дочернему изотопу, давать систематические погрешности как в большую, так и в меньшую сторону по сравнению с действительными.

### 3.3. Размерные характеристики гидробионтов

Размеры клеток или тела гидробионтов определяют многие закономерности функционирования морских экосистем: в первую очередь — энергетический обмен [100], трофическое поведение и продукционную способность морских животных [72]. Для водорослей поглощение веществ через клеточные мембраны — единственный путь минерального питания. Поэтому изучение закономерностей концентрирования и обмена веществ, в том числе и загрязнителей среды, в связи с изменением поверхностно-массовых соотношений в гидробионтах и размерной структурой популяций представляет важную хемотрологию задачу.

Решению этой задачи отведено значительное место в исследованиях авторов. В опытах поглощения  $^{65}\text{Zn}$  вырезками (кружками) из таллов черноморской ульвы равной поверхности, но разной толщины, установлено, что до более высоких коэффициентов накопления концентрируют  $^{65}\text{Zn}$  кружки меньшей толщины (рис. 3.9) [45]. Опыты с двумя группами кружков ульвы разной толщины показали, что в моменты времени, близкие к начальному, концентрирование  $^{65}\text{Zn}$  пропорционально поверхности кружков, а в следующие моменты времени пропорционально их массе (рис. 3.10), что свидетельствует о превалировании сорбционного механизма в поглощении  $^{65}\text{Zn}$  водорослью. У одноклеточных водо-

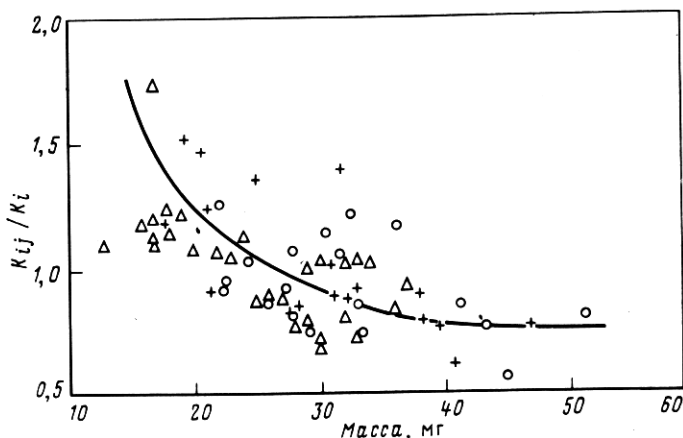


Рис. 3.9. Зависимость между коэффициентами накопления и массой образцов водоросли *Ulva rigida* при суточной экспозиции в растворе  $^{65}\text{Zn}$  [45]:

$K_{ij}$  — коэффициент накопления  $^{65}\text{Zn}$   $j$ -м образцом водоросли в  $i$ -м опыте;  $K_i$  — средний коэффициент накопления образцами водоросли в  $i$ -м опыте; +, ○ — результаты опытов, поставленных во время весеннего сезона; △ — летнего сезона



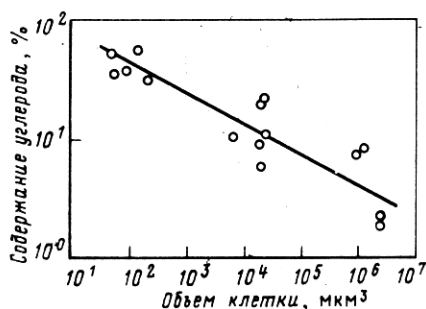
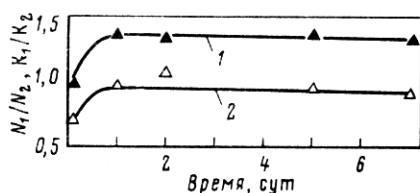


Рис. 3.10. Изменение отношений концентраций (1) и коэффициентов накопления  $^{65}\text{Zn}$  (2) в образцах водоросли разной массы и одинаковой площади во времени в отсутствие роста [45];  $N_1, K_1$  и  $N_2, K_2$  — соответственно концентрация и коэффициенты накопления  $^{65}\text{Zn}$  в образцах со средней массой 29,9 и 17,4 мг

Рис. 3.11. Содержание углерода в клетках диатомовых [77]

рослей внутриклеточная концентрация углерода является степенной функцией от объема их клеток (рис. 3.11) [177].

В исследованиях с мидиями [105] установлено, что коэффициенты накопления  $^{75}\text{Se}$  с увеличением массы особей уменьшаются (табл. 3.1). Та же закономерность отмечена и в опытах по концентрированию  $^{137}\text{Cs}$  мидиями. Установлена обратная зависимость концентрирования  $^{40}\text{K}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{104}\text{Ru}$ ,  $^{51}\text{Cr}$  и  $^{144}\text{Ce}$  зуфаузидами и калянсусами в зависимости от массы их особей [160]. Аналогичная зависимость отмечена в накоплении  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  и  $^{144}\text{Ce}$  морскими зоопланктонными организмами *Metapenaeidae* различной массы [44];  $^{65}\text{Zn}$  — зуфаузидами [135];  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{57}\text{Co}$  и  $^{45}\text{Ca}$  — морскими тараканами *Idotea metallica* [44].

Таблица 3.1. Коэффициенты накопления  $^{75}\text{Se}$  в мидиях различного размера через 13 сут после начала опыта [105]

| Масса сырых мидий, г | Число особей | Коэффициенты накопления |
|----------------------|--------------|-------------------------|
| 2,1                  | 3            | $46 \pm 10$             |
| 13,2                 | 5            | $29 \pm 8$              |
| 21,8                 | 4            | $13,0 \pm 2,5$          |

В опытах с зоопланктоном различных таксономических групп установлено, что независимо от видовой принадлежности планктеров константы скорости обмена ими  $^{65}\text{Zn}$  являются степенной функцией от массы особей (рис. 3.12) [32]. Степенной функцией связаны также показатели скорости поглощения полихлорбифенилов зоопланктоном [123].

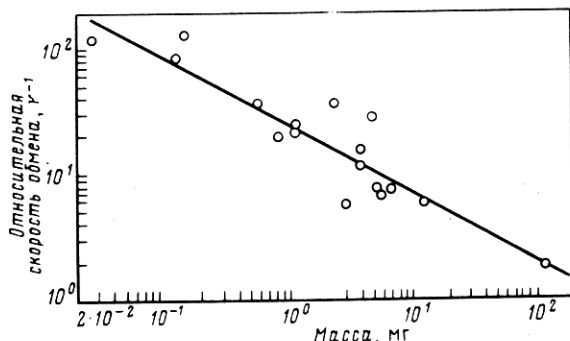


Рис. 3.12. Зависимость между показателями скорости обмена (1 ч)  $^{65}\text{Zn}$  ракообразными и массой особей [32]

В работе [105] отмечено, что относительное выведение  $^{75}\text{Se}$  не зависит от массы мидий. Мидии, накопившие  $^{75}\text{Se}$  до различных уровней, выводили его одинаково: через 97 сут во всех весовых группах животных осталось по 16% этого нуклида. Изучение парентерального поглощения (рис. 3.13) и выведения (рис. 3.14)  $^{65}\text{Zn}$  морскими тараканами *Idotea baltica* весовых групп 10–13, 43–60 и 120–145 мг показало сходность общих закономерностей кинетики поглощения  $^{65}\text{Zn}$ , хотя уровни его концентрирования были выше у размерных групп меньшей массы [32]. Кинетика выведения  $^{65}\text{Zn}$  идотеями различных весовых групп после трехсуточного его предварительного накопления не отличалась (рис. 3.14), и этот процесс не зависел от изменения температуры с 19 до 12 °C.

Эксперименты показали, что зависимость между коэффициентами накопления радионуклидов и массой гидробионтов имеет вид

$$K_c = a m_T^{-b}, \quad (3.3)$$

где  $m_T$  — масса особей или клеток гидробионта;  $a$  и  $b$  — коэффициенты.

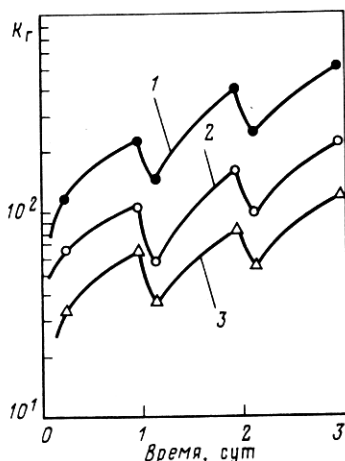


Рис. 3.13. Кинетика накопления  $^{65}\text{Zn}$  морскими тараканами *Idotea baltica* весовых групп 10–13 (1), 43–60 (2) и 120–145 мг (3) [32]; участки снижения коэффициентов накопления  $K_T$  были в моменты кормления животных в среде без радиоактивности

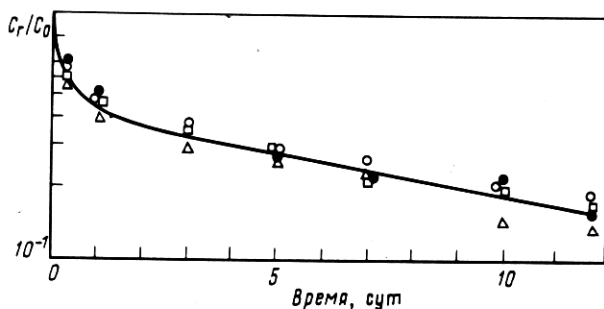


Рис. 3.14. Кинетика выведения  $^{65}\text{Zn}$  морскими тараканами *Idotea baltica* весовых групп 10–13 (●), 43–60 (○) и 120–145 мг (△) при температуре 19 °С и весовой группой 43–60 мг (□) при 12 °С [32]

Наблюдаемая в экспериментах степенная зависимость изменения относительной скорости поглощения веществ от массы гидробионтов изображается функцией

$$K_{cp} = a_1 m_T^{-b_1}, \quad (3.4)$$

где  $a_1$  и  $b_1$  — коэффициенты. Идентичность кривых относительного выведения радионуклидов животными различной массы (см. рис. 3.14) показала, что показатель скорости обмена камеры гидробионта  $p$  не зависит от размерных характеристик популяции.

Таким образом, наблюдения свидетельствуют, что при парентеральном поглощении кинетику обмена радиоактивных или химических веществ особями или клетками гидробионта различной массы можно рассматривать как концентрирование веществ в обменных фондах, объемы которых находятся в степенной зависимости от массы гидробионта. Обмен осуществляется со скоростью метаболических реакций первого порядка. В исследованном интервале изменения  $m_T$  показатели скорости метаболических реакций не зависят от массы особей или объема клеток гидробионтов.

### 3.4. Рост гидробионтов и продукционные процессы

Экспериментальное изучение поглощения и обмена радиоактивных и химических веществ в процессе размножения и роста морских организмов связано со значительными изменениями биотических характеристик системы радиоактивное или химическое вещество в морской среде — гидробионт. Сам по себе рост особей гидробионта или деление одноклеточных водорослей или бактерий приводят к нестационарности этой системы по таким показателям: концентрация радиоактивного вещества или его стабильного аналога в среде и гидробионте, соотношение массы гидробионта и объема среды. В процессе роста гидробионтов

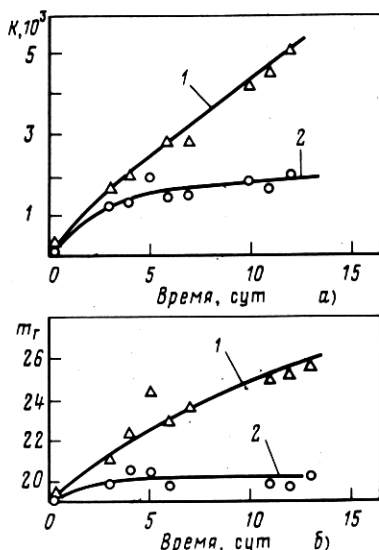


Рис. 3.15. Кинетика накопления  $^{32}\text{P}$  черноморской зеленой водорослью *Ulva rigida* (а) в связи с ее ростом (б) [101]:

1 — растущие; 2 — нерастущие фрагменты водорослей;  $K$  — коэффициент накопления;  $m_f$  — масса фрагмента

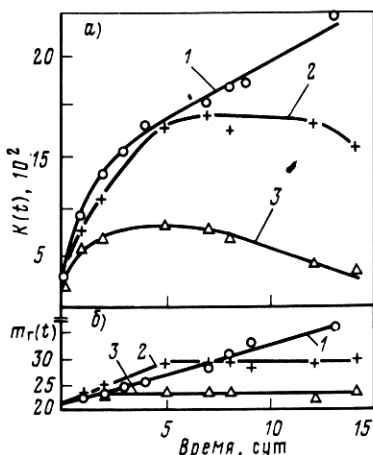


Рис. 3.16. Накопление  $^{65}\text{Zn}$  (а) и изменение средней массы (б) образцов водоросли *Ulva rigida* во времени при интенсивности освещения 2600–4000 лк (1, 2) и 440 лк (3) [45]

(это относится в первую очередь к продуцентам) из воды выбираются биогенные вещества, в том числе и те, которые лимитируют рост. Кроме того, экспериментальные условия, обеспечивающие получение характеристик продукционного процесса у гидробионтов, часто предполагают изменения абиотических факторов среды: освещенности, температуры и химического состава воды. При построении моделей обмена радиоактивных или химических веществ у гидробионтов в процессе их роста может требоваться учет указанного обстоятельства.

Исследования показали, что процессы роста неоднозначно отражаются на концентрирующей способности гидробионтов в отношении радионуклидов.

В экспериментах с  $^{32}\text{P}$  и черноморской ульвой установлено, что растущие талломы водорослей более интенсивно концентрируют фосфор по сравнению с нерастущими (рис. 3.15) [101].

Опыты по накоплению  $^{65}\text{Zn}$  ульвой при различной освещенности среды показали, что с наибольшей интенсивностью водоросли росли при более высокой освещенности (рис. 3.16) [45]. Накопление  $^{65}\text{Zn}$  при этом достигало наибольших величин (кривая 1 на рис. 3.16), в условиях

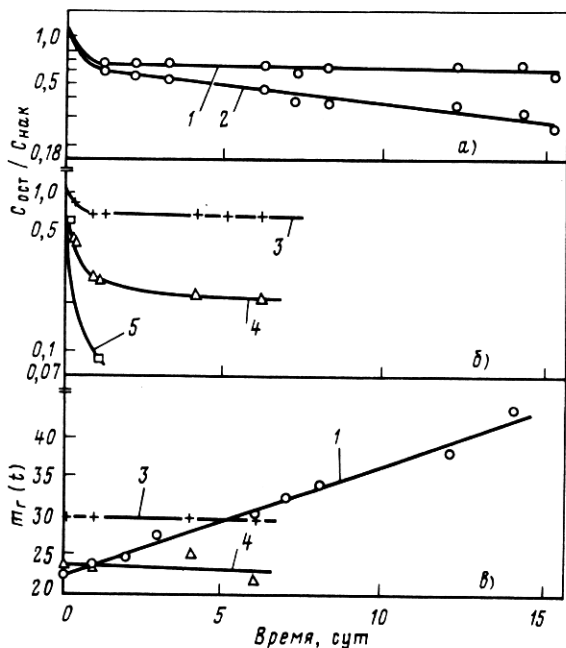


Рис. 3.17. Выведение  $^{65}\text{Zn}$  (а, б) и изменение средней массы образцов водоросли *Ulva rigida* (в) во времени при интенсивности освещения 4000 лк после суточного выдерживания в растворе  $^{65}\text{Zn}$  при интенсивности освещения 4000 лк [45]:

1 — концентрация  $^{65}\text{Zn}$  отнесена к средней массе образцов в начальный момент выведения  $^{65}\text{Zn}$ ; 2 — концентрация  $^{65}\text{Zn}$  отнесена к средней массе образцов, достигнутой к моменту измерения их радиоактивности; 3 — после 8-суточного выдерживания в растворе  $^{65}\text{Zn}$  при интенсивности освещения 4000 лк и приросте средней массы образцов с 21 до 29 мг; 4 — после 8-суточного выдерживания в растворе  $^{65}\text{Zn}$  в темноте; 5 — после 2-часовой экспозиции в темноте;  $C_{нач}$  и  $C_{ост}$  — концентрации  $^{65}\text{Zn}$  в образцах в начальное время и время на протяжении опыта

недостаточной освещенности водоросли имели удовлетворительное физиологическое состояние, но не росли и слабо аккумулировали  $^{65}\text{Zn}$  (кривая 3 на рис. 3.16). Водоросли, которые в условиях более высокой освещенности прекратили рост, перестали концентрировать  $^{65}\text{Zn}$  (кривая 2 на рис. 3.16). Это можно объяснить тем, что повышение уровней концентрирования  $^{65}\text{Zn}$  ульвой обусловлено воздействием увеличенной освещенности не на процессы фотосинтеза, а непосредственным ростом талломов ульвы.

Результаты экспериментов по выведению  $^{65}\text{Zn}$  ульвой, накопившей радионуклид  $^{65}\text{Zn}$  при разной интенсивности роста водоросли, приведены на рис. 3.17. Они показали, что у водорослей, накопивших  $^{65}\text{Zn}$  в условиях интенсивного роста, осталось через 6 сут 70% радионуклида (кривая 3 на рис. 3.17); у слаборастущих в период накопления  $^{65}\text{Zn}$

талломов водорослей через 6 сут осталось 20% радионуклида (зависимость б, 4 на рис. 3.17), а у нерастущих водорослей, накопивших  $^{65}\text{Zn}$  в темноте, уже через 1 сут осталось около 9% радионуклида (кривая 5 на рис. 3.17).

Таким образом, чем больший прирост биомассы образцов водорослей был в опыте по накоплению  $^{65}\text{Zn}$ , тем меньшая часть радионуклида в последующем выводилась в чистую воду. Рис. 3.17, а иллюстрирует снижение концентрации радионуклида интенсивно растущими (в, 1 на рис. 3.17) образцами талломов ульвы в опыте по выведению  $^{65}\text{Zn}$ , а также относительное снижение концентрации радионуклида, выраженное по отношению к массе водоросли. Из рис. 3.17 видно, что если оценка скорости выведения делается в относительных единицах при росте гидробионта, то наблюдается "кажущееся" выведение  $^{65}\text{Zn}$  на самом деле обусловленное ростом.

В камерной теории для отражения моделью этих закономерностей потребовалось принять допущение, что в гидробионтах кроме обменных существуют и необменные фонды химических веществ, заполняемые только в процессе роста. Допущение о наличии необменных или слабо обменивающихся фондов, заполняемых только в процессе роста, оправдано, так как такие фонды могут отражать кинетику поступления субстратов в основные структуры вновь создаваемого органического вещества.

Двухкамерная структура обмена радиоактивных и химических веществ гидробионтом, дополненная камерой необменного фонда, имеет вид, иллюстрируемый рис. 3.18. Ей соответствует следующая система уравнений [45]:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dC_1}{dt} &= C_B r_{B1} - C_1 r_{1B}; \\ \frac{dC_2}{dt} &= C_B r_{B2} - C_2 r_{2B}; \\ \frac{dC_3}{dt} &= C_B r_{B3}; \\ C_1 + C_2 + C_3 &= C_T, \end{aligned} \right\} \quad (3.5)$$

где  $r_{B1}$ ,  $r_{B2}$  и  $r_{1B}$ ,  $r_{2B}$  — транспортные коммуникации обменных фондов;  $C_3$  — концентрация вещества в необменном фонде;  $r_{B3}$  — показатель скорости поступления вещества в необменный фонд гидробионта. Показатели скорости обмена в уравнении (3.5) вычисляются по формулам (2.12) на основании результатов опытов, в которых процессы роста отсутствовали, при следующих допущениях: а) пул гидробионта в отношении химического вещества значительно меньше пула среды; б) удельная скорость обмена вещества не зависит от скорости роста

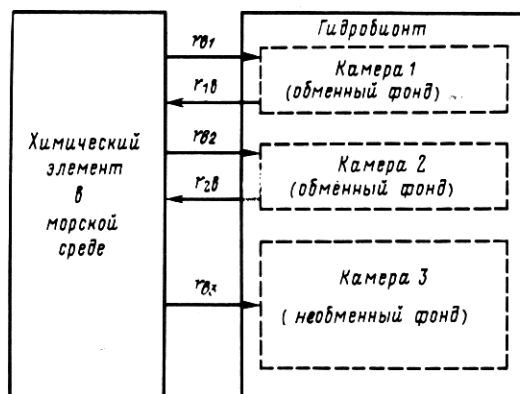


Рис. 3.18. Структурная схема процессов накопления и обмена  $^{65}\text{Zn}$  водорослью *Ulva rigida*

гидробионта; в) коэффициент накопления элемента необменным фондом гидробионта не зависит от концентрации элемента в среде и от скорости роста гидробионта. При условии, что необменный фонд заполня-

ется пропорционально концентрации вещества в среде только в процессе роста гидробионта, показатель скорости поступления этого вещества в необменный фонд рассчитывается по формуле [45]

$$r_{в3} = \frac{K_{нб}}{m_{г}} \frac{dm_{г}}{dt}, \quad (3.6)$$

где  $K_{нб}$  — коэффициент накопления вещества в необменном фонде гидробионта.

Кинетика изменения концентрации вещества в гидробионте, обитающем в постоянном объеме воды, согласно уравнениям (3.5) с параметрами, определенными по формулам (2.12) и (3.6), описывается во времени выражением

$$C_{г}(t) \approx K_{об} C_{в0} + (C_{10} + C_{в0} B_1) e^{-p_1 t} + (C_{20} + C_{в0} B_2) e^{-p_2 t} + [C_{30} m_{г0} + C_{в0} K_{нб} (m_{г} - m_{г0})] / m_{г}, \quad (3.7)$$

где  $K_{об}$  — коэффициент накопления вещества в обменных фондах;  $C_{в0}$ ,  $C_{10}$ ,  $C_{20}$ ,  $C_{30}$  и  $m_{г0}$  — начальные условия.

Если физико-химические формы радиоактивных и химических веществ идентичны, то уравнение (3.7) применимо для описания кинетики поглощения гидробионтом как химического вещества, так и его радиоактивного аналога. Накопление радионуклида гидробионтом при начальных условиях  $C_{10} = C_{20} = C_{30} = 0$ ,  $C_{в}(0) = C_{в0}$  и  $m_{г}(0) = m_{г0}$  описывается выражением

$$K(t) = K_{об} - B_1 e^{-p_1 t} - B_2 e^{-p_2 t} + K_{нб} (m_{г} - m_{г0}) / m_{г}. \quad (3.8)$$

Из соотношения (3.8) следует, что коэффициент накопления радионуклида  $K(t)$ , определяемый по результатам наблюдений, всегда повышается с приростом биомассы гидробионта в опыте. В пределе с увели-

чением отношения  $(m_{\Gamma} - m_{\Gamma 0})/m_{\Gamma}$  значение  $K(t)$  стремится к величине  $K(t) = K_{об} + K_{нб}$ , равной коэффициенту накопления гидробионтом стабильного элемента. Уравнение (3.8) заменяется уравнением (2.3) для случая отсутствия роста гидробионта.

После того как гидробионты накопили радионуклид до стационарного состояния и были перемещены в среду без радионуклида, кинетика изменения его концентрации в этих гидробионтах описывается выражением

$$C_{\Gamma}(t) = B_1 e^{-p_1 t} + B_2 e^{-p_2 t} + K_{нб} C_{в} (m_2 - m_1)/m_{\Gamma}, \quad (3.9)$$

где  $m_1$  и  $m_2$  — начальная и конечная массы гидробионта в предварительном опыте в среде с радиоактивной меткой. Из соотношения (3.9) видно, что при прочих равных условиях выведение радионуклида из гидробионта тем меньше, чем больший пророст массы  $\Delta m = m_2 - m_1$  был в предварительном опыте накопления радиоактивной метки. Если биомасса  $m_{\Gamma}$  в опыте выведения радионуклида в нерадиоактивной среде возрастает, то наблюдается кажущееся выведение радионуклида гидробионтом.

Таким образом, применение камерной теории обменных и необменного фондов позволило качественно отразить кинетику накопления и выведения радионуклида гидробионтом в тех случаях, когда наблюдается повышение уровня концентрирования вещества с увеличением скорости роста гидробионта, а также снижение степени выведения радиоактивного вещества более интенсивно растущими в период его накопления гидробионтами.

Количественно  $K_{об}$  и  $K_{нб}$  могут быть определены по точкам экспериментальных наблюдений в моменты времени, когда концентрирование радионуклида в обменных фондах гидробионта близко к стационарному. Согласно выражению (3.7) для этих моментов времени справедливо равенство

$$K(t) = K_{об} + K_{нб} (m_{\Gamma} - m_{\Gamma 0})/m_{\Gamma}. \quad (3.10)$$

Оно показывает, что измерение коэффициентов накопления  $K(t)$  и массы гидробионта  $m_{\Gamma}$  в двух точках  $K(t_1)$ ;  $m_{\Gamma}(t_1)$  и  $K(t_2)$ ,  $m_{\Gamma}(t_2)$  позволяет получить два уравнения с двумя неизвестными, разрешимыми относительно  $K_{об}$  и  $K_{нб}$ :

$$\left. \begin{aligned} K_{об} &= \frac{K(t_1) m_{\Gamma}(t_1) [m_{\Gamma}(t_2) - m_{\Gamma 0}] - K(t_2) m_{\Gamma}(t_2) [m_{\Gamma}(t_1) - m_{\Gamma 0}]}{m_{\Gamma}(t_1) [m_{\Gamma}(t_2) - m_{\Gamma 0}] - [m_{\Gamma}(t_1) - m_{\Gamma 0}] m_{\Gamma}(t_2)}; \\ K_{нб} &= \frac{m_{\Gamma}(t_1) m_{\Gamma}(t_2) [K(t_2) - K(t_1)]}{m_{\Gamma}(t_1) [m_{\Gamma}(t_2) - m_{\Gamma 0}] - [m_{\Gamma}(t_1) - m_{\Gamma 0}] m_{\Gamma}(t_2)}. \end{aligned} \right\} \quad (3.11)$$



Величина  $K_{\text{нб}}$  может быть также определена из (3.9) по одной точке наблюдений опыта по выведению в момент времени по истечении периода, необходимого для установления стационарности концентрационных характеристик в обменных фондах гидробионта. При этих условиях из (3.9) вытекает

$$K_{\text{нб}} = \frac{C_{\Gamma}(t) m_{\Gamma}(t)}{C_{\text{в}} (m_2 - m_1)}. \quad (3.12)$$

Относительное количество оставшегося в гидробионте радионуклида при  $t \rightarrow \infty$  в зависимости от значений  $K_{\text{об}}$ ,  $K_{\text{нб}}$  и прироста гидробионта  $\Delta m = m_2 - m_1$  в опыте с радиоактивной меткой оценивается по формуле

$$\frac{C_{\text{ост}}}{C_{\text{нак}}} = \frac{K_{\text{нб}} (m_2 - m_1) m_2}{m_{\Gamma}(t) [K_{\text{об}} m_2 + K_{\text{нб}} (m_2 - m_1)]}. \quad (3.13)$$

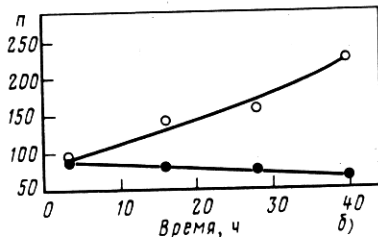
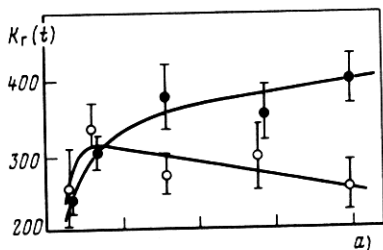
По результатам наблюдений накопления  $^{65}\text{Zn}$  растущими образцами таллозов ульвы (кривая 1 на рис. 3.16) в моменты времени  $t_1 = 7$  и  $t_2 = 13$  сут по формулам (3.11) вычислено  $K_{\text{об}} = 820$ ;  $K_{\text{нб}} = 4620$ . Полученные оценки  $K_{\text{об}}$  и  $K_{\text{нб}}$  использованы для прогноза накопления и выведения  $^{65}\text{Zn}$  в других опытах этой серии. Для  $t = 7$  сут опыта, отраженного кривой 2 на рис. 3.16, расчетное значение  $K(t)$  составило величину 2150, а измеренное в эксперименте — 1880. Расчетное значение, соответствующее условиям опыта, в котором образцы водоросли не росли (3 и 6 на рис. 3.16, б), было равным 1020, а измеренное — 810. Рассмотрим результаты расчета и измерения в эксперименте по выведению (2 на рис. 3.17, а) при  $t = 15$  сут: расчетное значение  $C_{\text{ост}}/C_{\text{нак}} = 0,33$  и измеренное — 0,26. Сравним также данные расчета и измерения в опыте, отраженном кривой 3 на рис. 3.17, б, при  $t = 7$  суток: расчетное значение  $C_{\text{ост}}/C_{\text{нак}} = 0,62$  и измеренное — 0,70. Данные опыта, отраженные кривой 4 на рис. 3.17, б, при  $t = 7$  суток показали:  $C_{\text{ост}}/C_{\text{нак}} = 0,21$ , а расчетное значение  $C_{\text{ост}}/C_{\text{нак}} = 0,20$ . В среднем, расхождения между расчетными и экспериментальными данными не превысили 10–20% уровня полученных в опыте величин. Это свидетельствует о достаточной степени адекватности отражения математической моделью кинетики процессов концентрирования и обмена  $^{65}\text{Zn}$  растущими образцами таллозов черноморской ульвы.

Наряду с данными, указывающими на повышение концентрирующей способности гидробионтов в отношении радионуклидов при протекании продукционных процессов, в экспериментах отмечено также и снижение уровней накопления радионуклидов растущими гидробионтами.

В исследованиях с фитопланктоном отмечено, что при накоплении на свету внутриклеточная концентрация  $^{65}\text{Zn}$  в фитопланктоне уменьшается [130]. З.П. Бурлаковой с соавторами [64] установлено, что в экспериментальных условиях  $^{65}\text{Zn}$  накапливается диатомовыми водоросля-

Рис. 3.19. Кинетика накопления  $^{65}\text{Zn}$  одноклеточными водорослями *Stephanopixis palmeriana* (а) в связи с их клеточным делением (б) [64]:

$K_{\Gamma}(t)$  — коэффициент накопления в момент времени  $t$ ;  $n$  — плотность клеточной культуры, клет. мл $^{-1}$



ми в темноте больше, чем на свету (рис. 3.19), и это связано в первую очередь с интенсивностью процесса клеточного деления. Авторы этой работы объяснили факт снижения внутриклеточной концентрации  $^{65}\text{Zn}$  в делящейся культуре водорослей возникновением обменных фондов цинка в рождающихся клетках.

Рассмотрим задачу концентрирования и обмена радионуклидов или их стабильных химических аналогов в процессе продуцирования органического вещества на примере трехкамерной "сосковой" модели при допущении, что относительные объемы камер (обменные фонды) не зависят от скорости роста гидробионтов. Применительно к поставленной задаче выражение (2.9) имеет вид

$$\left. \begin{aligned} \frac{dA_B}{dt} &= -A_B(r_{B1} + r_{B2}) + r_{1B}A_1 + r_{2B}A_2; \\ \frac{dA_1}{dt} &= r_{B1}A_B - r_{1B}A_1; \\ \frac{dA_2}{dt} &= r_{B2}A_B - r_{2B}A_2. \end{aligned} \right\} \quad (3.14)$$

Подставим в уравнения (3.14) значения  $A_B = C_B m_B$ ;  $A_1 = C_1 m_{\Gamma}$ ;  $A_2 = C_2 m_{\Gamma}$ . Считая объем среды, в котором обитают гидробионты, постоянным,  $m_B = \text{const}$ , дифференцируя левые части второго и третьего уравнений системы (3.14) по переменным  $C_1$ ,  $C_2$  и  $m_{\Gamma}$  и подставляя значения показателей скоростей обмена из формул (2.12), получаем

$$\left. \begin{aligned} \frac{dC_B}{dt} &= m_{\Gamma} [p_1 C_1 + p_2 C_2 - C_B (B_1 p_1 + B_2 p_2)] / m_B; \\ \frac{dC_1}{dt} &= C_B B_1 p_1 - \left( p_1 + \frac{1}{m_{\Gamma}} \frac{dm_{\Gamma}}{dt} \right) C_1; \end{aligned} \right\} \quad (3.15)$$

$$\frac{dC_2}{dt} = C_B B_2 p_2 - \left( p_2 + \frac{1}{m_\Gamma} \frac{dm_\Gamma}{dt} \right) C_2.$$

Из уравнений (3.15) видно, что скорость концентрирования радиоактивного или химического вещества тем меньше, чем выше удельная продукция гидробионта  $\frac{1}{m_\Gamma} \frac{dm_\Gamma}{dt}$ . При этом за счет динамического состояния незаполненности вновь образующихся обменных фондов вещества в процессе роста гидробионта может уменьшаться как концентрация вещества в гидробионте, так и коэффициент накопления  $K(t)$ . Прекращение процессов роста ( $dm_\Gamma/dt = 0$ ) приводит к заполнению обменных фондов, и коэффициент накопления  $K(t)$  стремится к стационарному его значению  $K_c = B_1 + B_2$ .

Таким образом, теория обменных фондов, развитая для описания кинетики обмена химических веществ в процессе роста гидробионтов, позволяет отразить наблюдаемое в опытах с радиоактивной меткой снижение концентрации и коэффициентов накопления радионуклидов гидробионтами при продуцировании ими органического вещества.

По-видимому, кинетические закономерности поглощения и обмена радиоактивных и химических веществ обусловлены одновременно как эффектом динамической незаполненности обменных фондов, так и фактором поступления химического вещества в основные структуры — обменные фонды гидробионта.

Уравнения, отражающие воздействие указанных процессов с учетом (3.5), (3.6) и (3.15) имеют вид

$$\left. \begin{aligned} \frac{dC_1}{dt} &= C_B B_1 p_1 - \left( p_1 + \frac{1}{m_\Gamma} \frac{dm_\Gamma}{dt} \right) C_1; \\ \frac{dC_2}{dt} &= C_B B_2 p_2 - \left( p_2 + \frac{1}{m_\Gamma} \frac{dm_\Gamma}{dt} \right) C_2; \\ \frac{dC_3}{dt} &= K_{нб} \frac{C_B}{m_\Gamma} \frac{dm_\Gamma}{dt}; \\ \frac{dC_B}{dt} &= \frac{m_\Gamma}{m_B} \left[ p_1 C_1 + p_2 C_2 - C_B (B_1 p_1 + B_2 p_2) - K_{нб} \frac{C_B}{m_\Gamma} \frac{dm_\Gamma}{dt} \right]; \\ C_\Gamma &= C_1 + C_2 + C_3. \end{aligned} \right\} \quad (3.16)$$

Таким образом, кинетика концентрирования и обмена радиоактивных и химических веществ гидробионтами в процессе продуцирования ими органического вещества описывается трехкамерной моделью. Две камеры модели соответствуют возникающим при росте фондам субстрата в гидробионте, которые обмениваются со средой с показателями скоростей метаболических реакций первого порядка. Третья камера отражает

поступление субстрата в основные, необменные или слабообменивающиеся структуры только в процессе продуцирования гидробионтом органического вещества.

Следует еще раз подчеркнуть, что нарушение стационарности системы радионуклид в морской среде — гидробионт в результате продуцирования органического вещества накладывает определенные ограничения на использования метода радиоактивных индикаторов для оценки скоростей поглощения и обмена химических веществ гидробионтами. При его применении для изучения таких нестационарных систем оценки, полученные методом радиоактивных индикаторов, не в полной мере соответствуют характеристикам поступления и распределения химических веществ в гидробионтах. Так, например, из выражения (3.10) следует, что подсчитанный по результатам опытов с радиоактивной меткой коэффициент накопления  $K(t)$  при  $t \rightarrow \infty$  только тогда будет совпадать с коэффициентом накопления стабильного аналога радионуклида  $K_T = K_{об} + K_{нб}$ , когда  $m_{T0} \approx 0$ , т.е. если рождение исследуемого организма произошло непосредственно в опыте. В противном случае, экспериментально определенное значение  $K(t)$  всегда будет меньше величины  $K_{об} + K_{нб}$ . То же относится и к интерпретации опытов в тех случаях, когда гидробионты в процессе наблюдений растут и в них образуются обменные фонды. Если поток вещества в обменные фонды значительно превышает его поступление в необменный фонд, то, по результатам опыта с радиоактивной меткой вещества, могут быть получены заниженные оценки показателей скорости его обмена гидробионтом.

### 3.5. Удельная биомасса, или плотность популяций

Удельная биомасса гидробионтов в морской среде может претерпевать значительные изменения. В олиготрофных районах биомасса фитопланктона, как правило, не превышает  $50-100 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$  в пересчете на массу сырых гидробионтов. Вместе с тем на апвеллингах и во время цветения водорослей биомасса фитопланктона может превышать  $2 \cdot 10^5 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$  [15]. Максимальная удельная биомасса зоопланктона составляет  $1 \cdot 10^5 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$  [72]. Таким образом, интервал изменения удельной биомассы, или плотности популяции, биологических компонентов морских экосистем может превышать три порядка величин.

З.П. Бурлакова и соавторы [22] в экспериментах установили, что морские одноклеточные водоросли, когда плотность их популяции низкая, накапливают минеральный фосфор из среды до относительно больших концентраций. Повышение плотности посадки диатомовых водорослей в 100 раз приводило к снижению внутриклеточной концентрации фосфора также на два порядка величин. У *Ditlum brightwellii* при плотности популяции клеток  $10^3$  в 1 л концентрация фосфора в клетках составляла  $1,3 \cdot 10^{-3} \text{ мкгР}$ , а с увеличением плотности популяции клеток до  $10^5$  в 1 л внутриклеточная концентрация фосфора уменьшилась

до  $3,9 \cdot 10^{-5}$  мкг в 1 л. Аналогичное соотношение отмечено между органотрофией одноклеточных водорослей и плотностью их популяций [14]. Концентрирование биологически менее значимых химических субстратов — цинка и иттрия — также снижалось с увеличением плотности популяции морских одноклеточных водорослей. Исследованиями К.М. Хайлова и Т.Л. Мониной [109] установлено, что органотрофия у морских макрофитов с увеличением плотности популяции снижается. Уменьшение уровней концентрирования химических субстратов с увеличением плотности популяции зарегистрировано не только у продуцентов, но и у редуцентов [161].

В отмеченных исследованиях установлено, что закономерность связи между коэффициентами накопления субстрата или органотрофией и плотностью популяции гидробионтов описывается степенной функцией. Зависимость между коэффициентами накопления  $^{65}\text{Zn}$  и плотностью популяции одноклеточных водорослей *Peridinium trochoideum* представляет собой функцию  $K_T = 1,105 \cdot 10^4 w^{-0,882}$ , а между коэффициентами накопления  $^{91}\text{Y}$  и плотностью популяции этих же водорослей — функцию  $K_T = 3,60 \cdot 10^4 w^{-1,46}$  [67], где  $w$  — плотность популяции (мг/100 мл), выраженная в пересчете на массу сухого вещества. Эти же авторы получили зависимости изменения коэффициентов накопления  $^{65}\text{Zn}$  ( $K_T = 6,86 \cdot 10^3 w^{-0,723}$ ) и  $^{91}\text{Y}$  ( $K_T = 4,08 \cdot 10^3 w^{-1,62}$ ) одноклеточными водорослями *Gymnodinium kovalévskii*.

Физиолого-биохимические механизмы популяционной регуляции поглощения химических субстратов гидробионтами еще не достаточно изучены. Показано, что снижению поглощения фосфатов с увеличением плотности популяции диатомовых водорослей сопутствует также уменьшение скорости их фотосинтеза при световом насыщении [22]. По мнению К.М. Хайлова и Т.Л. Мониной [109], ингибирование органотрофии с увеличением плотности популяции является результатом накопления в среде продуктов метаболизма или недостатком лимитирующего химического субстрата.

По нашему мнению, при оценке органотрофии или концентрирования химических элементов по поглощению их радионуклидов морскими организмами нельзя не учитывать особенностей применения метода меченых атомов в условиях, когда пул вещества в гидробионтах сопоставим с пулом среды.

По результатам опытов, в которых изучается поглощение радиоактивной метки, скорость  $\nu$  поглощения химического элемента — стабильного аналога радионуклида — рассчитывается по общеизвестной формуле

$$\nu = N_T C_B / N_B \Delta t, \quad (3.17)$$

где  $N_T$  и  $N_B$  — скорость счета импульсов, зарегистрированных от ионизирующего излучения препаратов, приготовленных из гидробионта и воды;  $C_B$  — концентрация химического вещества в воде;  $\Delta t$  — экспо-

зация. Формула (3.17) отражает основной принцип метода меченых атомов, заключающийся в принятии допущения, что гидробионты поглощают радиоактивные и стабильные атомы элемента пропорционально их концентрации в воде.

Если вещество входит в обменные фонды гидробионта, то за время  $\Delta t$  в процессах обмена участвуют как атомы элемента, находящиеся в воде, так и те атомы, которые за время экспонирования вывелись из гидробионта. Следовательно, концентрация  $C'_B$  взаимодействующего с гидробионтом вещества может быть описана формулой

$$C'_B = C_B + awC_G, \quad (3.18)$$

где  $a$  — коэффициент, учитывающий выведенное в воду гидробионтом количество вещества за время  $\Delta t$ . Подставив в соотношение (3.17) вместо  $C_B$  значение  $C'_B$  из формулы (3.18) и определив из него  $N_G$ , получим

$$N_G = \nu N_B \Delta t / (C_B + awC_G). \quad (3.19)$$

Уравнение (3.19) показывает, что при постоянных значениях  $\nu$ ,  $N_B$ ,  $a$ ,  $\Delta t$  и  $C_B$  величина  $N_G$  с увеличением плотности популяции  $w$  уменьшается. Эта зависимость описывается гиперболой, относящейся к семейству кривых, которые в определенном диапазоне значений аргумента  $w$  могут быть аппроксимированы степенной функцией. Использование метода меченых атомов в интерпретации (3.17) без учета пула химического элемента в гидробионте может привести к получению степенной зависимости между  $\nu$  и  $w$ , которая определяется не действительной закономерностью снижения органотрофии, а конкретными особенностями применения метода меченых атомов.

Изучение кинетики поглощения  $^{137}\text{Cs}$  бактериями (рис. 3.20) показало, что коэффициенты накопления этого радионуклида с увеличением плотности посадки бактерий в экспериментальных аквариумах снижаются [161]. Однако время выхода кривых накопления на плато одинаково. Бактерии, помещенные затем в среду без  $^{137}\text{Cs}$ , выводили радионуклид по совпадающим кинетическим кривым (рис. 3.20, б). Отраже-

Таблица 3.2. Параметры модели обмена  $^{137}\text{Cs}$  при разной концентрации бактерий в среде [68]

| Концентрация бактерий, мг·мл <sup>-1</sup> | Относительная скорость обмена, мин <sup>-1</sup> | $B_1^*$ | $p_1$ , мин <sup>-1</sup> | $B_2^*$ | $p_2$ , мин <sup>-1</sup> | $K_c^*$ |
|--------------------------------------------|--------------------------------------------------|---------|---------------------------|---------|---------------------------|---------|
| 0,033                                      | 0,306                                            | 2,22    | 0,126                     | 2,68    | 0,00977                   | 4,90    |
| 0,066                                      | 0,264                                            | 1,93    | 0,126                     | 2,14    | 0,00977                   | 4,07    |
| 0,133                                      | 0,210                                            | 1,51    | 0,126                     | 1,98    | 0,00977                   | 3,49    |

\*  $B_1$ ,  $B_2$  и  $K_c$  — безразмерные параметры.

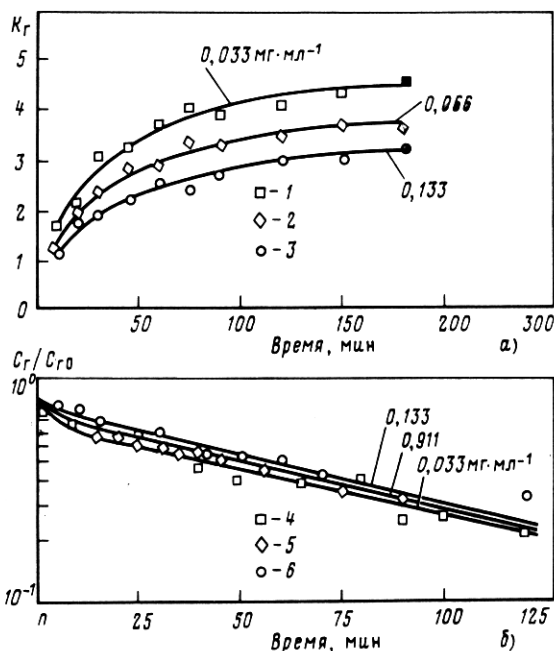


Рис. 3.20. Кинетика накопления (а) и выведения (б)  $^{137}\text{Cs}$  *Bactreia alburn* при разных концентрациях бактерий в среде,  $\text{мг}\cdot\text{мл}^{-1}$  [68]

ние кинетики обмена  $^{137}\text{Cs}$  бактериями двухкамерной моделью дало удовлетворительное согласие теоретических расчетов и наблюдений при значениях параметров, приведенных в табл. 3.2. Из таблицы видно, что кинетику обменных процессов у бактерий в отношении  $^{137}\text{Cs}$  описывает математическая модель, у которой от плотности посадки зависят только относительные объемы обменных фондов ( $B_1$  и  $B_2$ ), а показатели скорости выведения  $p_1$  и  $p_2$  от этого фактора не зависят. По нашим оценкам, значения  $K_c = B_1 + B_2$  из табл. 3.2 на графике удовлетворительно легли на прямую в логарифмических координатах по оси абсцисс ( $w$ ) и ординат ( $K_c$ ). Это свидетельствует о том, что зависимость между  $K_c$  и  $w$  описывается степенной функцией. Указанная оценка позволила в качестве первого приближения заключить, что кинетика обмена химических веществ гидробионтами при разной удельной их биомассе в среде описывается камерными моделями, отражающими взаимодействие по веществу между гидробионтами и средой со скоростью метаболических реакций первого порядка. Обменные фонды вещества в гидробионте  $B_1$  и  $B_2$  находятся в степенной связи с плотностью посадки животных, а показатели скоростей обмена  $p_1$  и  $p_2$  от удельной биомассы гидробионтов в среде или плотности популяции не зависят.

### 3.6. Концентрация химического элемента в воде

Океанографические условия и антропогенные факторы обуславливают распределение поля концентрации радиоактивных и химических веществ в акваториях морей и океанов. Исследование роли биотического фактора в формировании полей радиоактивных и химических компонентов морской среды требует изучения характеристик концентрирования и обмена химических веществ гидробионтами в зависимости от концентрации этих веществ в среде.

Из радиохимии известно, что адсорбция микроколичеств элементов на поверхности твердого тела пропорциональна их концентрации в растворе вплоть до  $10^{-4} - 10^{-3}$  моль  $\cdot$  л $^{-1}$  при сохранении постоянства значения коэффициента адсорбции [99]. Аналогичная закономерность наблюдается при поглощении радионуклидов, внесение которых в водную среду при прочих равных условиях не нарушает концентрации соответствующих химических элементов и не оказывает радиобиологического действия, т.е. в равновесном режиме аккумуляция в гидробионтах не зависит от концентрации этих радионуклидов. При очень малых концентрациях изотопного носителя или когда его вообще нет, эта закономерность может сохраняться для концентраций радионуклидов до  $10^{-6} - 10^{-3}$  моль  $\cdot$  л $^{-1}$  [74]. В области микроконцентраций химических или радиоактивных веществ в среде  $C_B$  зависимость между концентрацией вещества в гидробионте  $C_T$  и его содержанием в воде описывается соотношением [74]

$$C_T = K_C C_B, \quad (3.20)$$

где  $K_C$  — статический, или предельный, коэффициент накопления вещества гидробионтом ( $K_C = \text{const}$ ).

С повышением концентрации веществ в морской воде свыше уровня микроколичеств коэффициенты их накопления гидробионтами снижаются. Эта зависимость описывается степенной функцией

$$C_T = a C_B^b, \quad (3.21)$$

где  $a$  и  $b$  — коэффициенты ( $b < 1$ ). Уравнение (3.21) может быть применимо в отношении радиоактивных веществ [102], химических загрязнителей среды [123], а также биологически значимых химических субстратов: глюкозы, альгинатополисахаридов и гидролизата водорослей [36]. При  $a = K_C$  и  $b = n^{-1}$  выражение (3.21) совпадает с уравнением адсорбции Фрейндлиха [66]. Это свидетельствует о том, что при парентеральном поглощении химических веществ из водной среды, независимо от механизмов, ответственных за минеральный обмен, характеристики концентрирования гидробионтами химических веществ различной биологической значимости совпадают с закономерностями адсорбции ионов твердыми телами в водных растворах.

В широком диапазоне изменения концентраций адсорбция ионов твердыми телами из водных растворов может описываться уравнением



$$C_T = k C_B C_\infty / (1 + k C_B), \quad (3.22)$$

где  $k$  — коэффициент;  $C_\infty$  — равновесная концентрация насыщенности поверхности твердого тела. Из уравнения Лэнгмюра следует, что в области микроконцентраций, когда  $C_B$  настолько мало, что членом  $k C_B$  в знаменателе выражения (3.22) можно пренебречь, концентрация  $C_T$  пропорциональна изменению  $C_B$ . В этом случае соотношения (3.20) и (3.22) практически идентичны. В области значений  $C_B$ , при которых величина  $k C_B$  сравнима с единицей, выражение (3.22) является уравнением гиперболы, которая в некотором диапазоне изменения концентраций  $C_B$  может быть аппроксимирована степенной функцией вида (3.21). При больших значениях  $C_B$  член  $k C_B \gg 1$ , и с увеличением  $C_B$  значение дроби в выражении (3.22) стремится к единице. В этом случае  $C_T \approx C_\infty$ , т.е. при любых  $C_B$  концентрация химического вещества в гидробионте не может превышать сорбционной емкости поверхности твердого тела.

Таким образом, при парентеральном пути поступления равновесная концентрация веществ в гидробионтах в зависимости от уровня значений  $C_B$  описывается закономерностями трех видов: 1)  $C_T$  пропорционально  $C_B$ ,  $K_s = \text{const}$ ; 2)  $C_T$  зависит от  $C_B$ , значение  $K_s$  с увеличением  $C_B$  убывает; 3)  $C_T = \text{const}$  и не зависит от  $C_B$ .

В предыдущих параграфах показано, что равновесная концентрация вещества в гидробионтах устанавливается в результате одновременно протекающих процессов его поглощения и выведения. В связи с этим важно определить, как зависят параметры накопления и выведения от концентрации вещества в среде.

В области микроконцентрации радиоактивного или химического вещества в водном растворе скорость его поглощения гидробионтом пропорциональна  $C_B$  [101]. С переходом  $C_B$  за область микроконцентраций величина показателя скорости поглощения вещества гидробионтом с увеличением  $C_B$  снижается [36].

Михаэлис и Ментен [71] для описания кинетики ферментативных реакций предложили использовать уравнение вида

$$v = v_m C_B / (K_m + C_B), \quad (3.23)$$

где  $v_m$  — максимально возможная скорость поглощения субстрата, участвующего в ферментативной реакции;  $K_m$  — константа Михаэлиса—Ментен, имеющая размерность  $C_B$ . Величина  $K_m$  численно равна значению  $C_B$ , при котором скорость поглощения субстрата составляет половину максимальной. Из уравнения Михаэлиса—Ментен видно, что в области микроконцентраций, когда  $C_B \ll K_m$ , величина  $v$  пропорциональна  $C_B$  с постоянным значением коэффициента пропорциональности, равным  $v_m/K_m$ , т.е. в области микроконцентраций наблюдаются метаболические реакции первого порядка. В интервале больших значений  $C_B$ , ко-

гда  $C_B \gg K_m$ , величина  $v = v_m$ , т.е. скорость поглощения вещества не зависит от количества участвующего в реакции вещества и наблюдаются метаболические реакции нулевого порядка. При мезоконцентрациях вещества, когда  $C_B$  соизмеримо с  $K_m$ , показатель скорости поглощения вещества  $C_B/(K_m + C_B)$  с увеличением  $C_B$  уменьшается по гиперболической зависимости.

Удобство биологической интерпретации уравнения Михаэлиса–Ментен определило широкое его использование и привело к разработке вспомогательных линеаризованных выражений, допускающих графическое определение применимости уравнения Михаэлиса–Ментен и оценку его параметров на основании наблюдений. Для этих целей Лайнуивер и Бэрк предложили использовать выражения вида [71]

$$\frac{1}{v} = \frac{K_m}{v_m} \frac{1}{C_B} + \frac{1}{v_m} \quad (3.24)$$

и

$$\frac{C_B}{v} = \frac{1}{v_m} C_B + \frac{K_m}{v_m}. \quad (3.25)$$

Первое из них принято называть уравнением Лайнуивера–Бэрка, а второе — модифицированным уравнением Лайнуивера–Бэрка, в координатах своих переменных оба уравнения являются линейными. Уравнение (3.25), кроме того, имеет линейный масштаб и по переменной  $C_B$ . Если экспериментально установленная зависимость ложится на графике на прямую в координатах функций Лайнуивера–Бэрка, то гипотеза о применимости уравнения Михаэлиса–Ментен для интерпретации данных может быть принята.

Установлено, что зависимость скорости поглощения биологически значимых химических субстратов одноклеточными водорослями описывается уравнением Михаэлиса–Ментен [60, 132]. Этим же уравнением описывается потребление минерального фосфора черноморской ульвой (рис. 3.21), а также поглощение фосфатов бактериями [2] и растворенных органических веществ морскими водорослями и беспозвоночными [36].

Универсальность использования уравнения Михаэлиса–Ментен в химической экологии заключается в том, что оно позволяет отражать кинетику процесса поглощения и оценивать характер метаболических реакций во всем интервале изменения концентраций субстрата в среде. Сравнение  $K_m$  с  $C_B$  позволяет судить о потенциальной обеспеченности гидробионтов субстратом, так как значимость  $C_B$  по сравнению с величиной  $K_m$  указывает на снижение показателя скорости поглощения вещества  $C_B/(K_m + C_B)$ , а следовательно, свидетельствует и о степени удовлетворенности гидробионта в данном субстрате. Совокупность параметров  $v_m$  и  $K_m$  позволяет оценивать конкурентоспособность гидробионтов в отношении лимитирующего химического вещества. Очевидно, что наи-

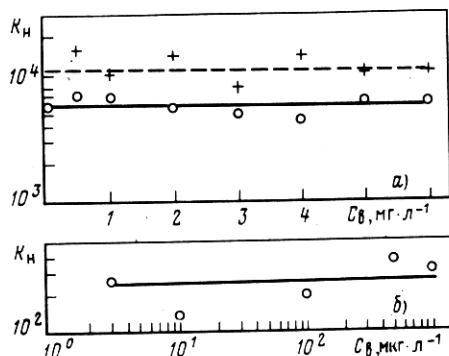
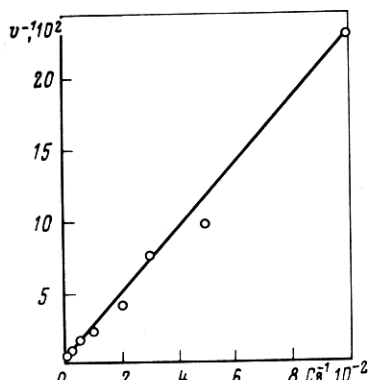


Рис. 3.21. Зависимость в координатах Лайнуивера—Бэрка скорости ( $\text{мкг} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$ ) поглощения минерального фосфора черноморской водорослью *Ulva rigida* при разных концентрациях ( $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ ) фосфора в воде [101]

Рис. 3.22. Накопление  $^{203}\text{Hg}$  (а) и  $^{60}\text{Co}$  (б) ульвой при разных концентрациях ( $C_B$ ) Hg и Co в воде (опыты Л.Г. Кулебакиной и В.Н. Егорова):

$K_H$  — коэффициенты накопления;  $\circ$  — суточное выдерживание;  $+$  — 4-суточное выдерживание

более конкурентоспособны те гидробионты, которым соответствует большее значение  $v_m$  и меньшее  $K_m$ , так как в этом случае они быстрее удовлетворяют потребности в биогенном субстрате.

С другой стороны, использование уравнения Михаэлиса—Ментен позволяет определить интервал концентраций химического вещества в воде, в котором скорость поглощения этого вещества гидробионтом пропорциональна  $C_B$ . Сравнение  $K_m$  с  $C_B$  позволяет также оценить предельное значение  $C_B$ , начиная с которого скорость поглощения вещества гидробионтом из воды постоянна и уже не зависит от  $C_B$ . В последующих главах будет показано, что указанные оценки имеют большое значение в исследованиях химического загрязнения гидробионтов и в решении проблем самоочищения морской среды от радиоактивных и химических загрязнений.

Исследования поглощения радиоактивных индикаторов микроэлементов — потенциальных загрязнителей морской среды — представителями морских животных и взвешенным органическим веществом показали, что имеются два вида закономерности поглощения в зависимости от концентрации микроэлементов в морской среде.

В одной совокупности экспериментов коэффициенты накопления, рассчитанные по результатам различных экспозиций наблюдений, не зависели от  $C_B$  в широком интервале значений изменения концентраций веществ в среде вплоть до уровней, при которых токсическое воздействие веществ подавляло жизненные функции гидробионтов или изменялся pH морской воды. Такие закономерности получены при изучении накопления  $^{203}\text{Hg}$ ,

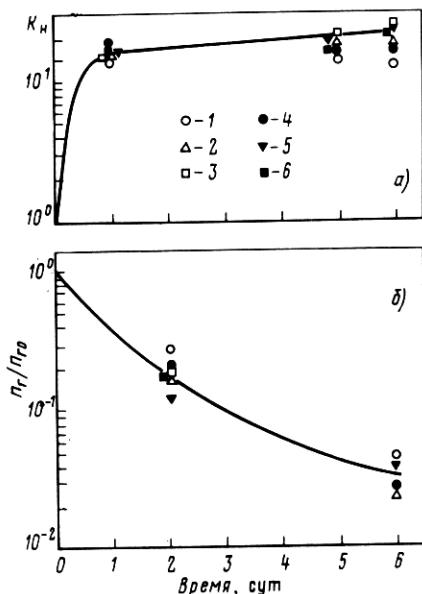
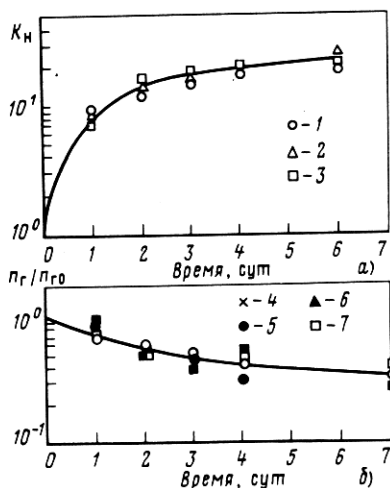


Рис. 3.23. Накопление (а) и выведение (б)  $^{137}\text{Cs}$  *Ulva rigida* при разных концентрациях Cs в воде (опыты В.Н. Поповичева и В.Н. Егорова):

1 — вода без добавки цезия; 2 — с добавкой  $50 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ ; 3 — добавка  $100 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ ; 4 — выведение в воду без добавки Cs; 5 — в среду с добавкой  $100 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  после предварительного накопления  $^{137}\text{Cs}$  в воде без добавки цезия; 6 и 7 — выведение соответственно в среду без добавки Cs и с добавкой  $100 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  после предварительного накопления  $^{137}\text{Cs}$  водорослями в воде с добавкой цезия  $100 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$

Рис. 3.24. Парентеральное накопление (а) и выведение (б)  $^{137}\text{Cs}$  *Idotea baltica* при разных концентрациях цезия в воде (опыты В.Н. Поповичева и В.Н. Егорова):

1 — среда без добавки Cs и с добавками: 50 (2), 100 (3), 500 (4), 1000 (5) и 5000 (6)  $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$

$^{60}\text{Co}$  и  $^{137}\text{Cs}$  черноморской ульвой (рис. 3.22, 3.23), а также  $^{137}\text{Cs}$  морскими тараканами (рис. 3.24). Расчеты, сделанные по результатам коротких экспозиций наблюдений, показали, что скорость поглощения микроэлементов гидробионтами линейно зависела от  $C_b$  на всем изученном интервале изменения их концентрации в водных растворах.

В другой серии экспериментов скорость поглощения радиоактивных индикаторов микроэлементов определялась концентрацией в воде их изотопных носителей и зависимость между  $\nu$  и  $C_b$  описывалась уравнением Михаэлиса—Ментен. Такие закономерности получены при изучении поглощения  $^{65}\text{Zn}$  одноклеточными водорослями *Chaetoceros curvisetus* (рис. 3.25, а);  $^{65}\text{Zn}$  — одноклеточными водорослями *Gyrodinium fissum* (рис. 3.25, б);  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{54}\text{Mn}$  — черноморской ульвой (рис. 3.25, в);  $^{65}\text{Zn}$  и

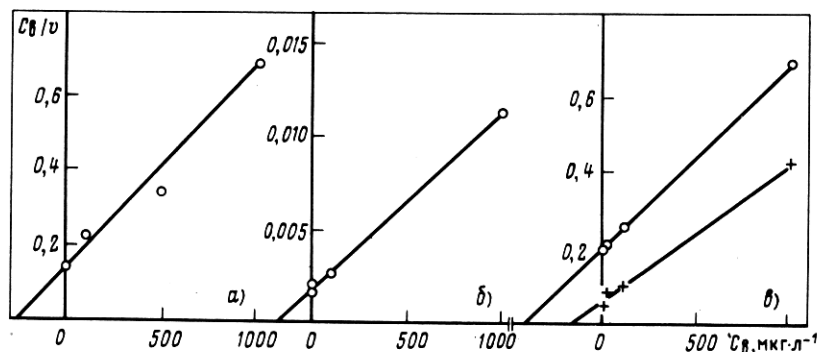


Рис. 3.25. Зависимость (в координатах Лайнуивера–Бэрка) скорости поглощения  $^{65}\text{Zn}$  (○) и  $\text{Mn}$  (+) *Chaetoceros curvisetus* (а), *Ulva rigida* (б) и *Gyrodinium fissum* (в) от концентрации  $\text{Zn}$  и  $\text{Mn}$  в воде (опыты Л.Г. Кулебакиной и В.Н. Егорова):

$C_{\text{в}}/C_{\text{у}}$  — отношение концентрации вещества в воде  $C_{\text{в}}$  к скорости  $v$  его поглощения гидробионтом

$^{54}\text{Mn}$  — взвешенным веществом открытых и прибрежных (рис. 3.26) районов Черного моря. В этих экспериментах получены оценки  $K_m$ , лежащие в пределах от 20 до  $450 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ , т.е. в интервале значений  $C_{\text{в}}$ , значительно превышающем концентрации микроэлементов в водах морей и океанов. При изучении методом добавок скорости поглощения ртути взвешенным органическим веществом открытых вод Лигурийского моря в весенний период получено (рис. 3.27), что зависимость между  $v$  и  $C_{\text{в}}$  описывается уравнением Михаэлиса–Ментен при значении  $K_m = 0,5 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  [33], т.е. при величине  $K_m$ , сопоставимой со средней концентрацией ртути в морских водах  $C_{\text{в}} = 0,34 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  [63].

Из уравнения (2.13) следует, что при обмене химического вещества обменным фондом гидробионта в условиях, когда скорость поглощения вещества линейно зависит от  $C_{\text{в}}$ , величина  $v$  рассчитывается по формуле

$$v = K_{\text{ср}} C_{\text{в}}. \quad (3.26)$$

Так как уравнение Михаэлиса–Ментен справедливо и для случая, отражаемого соотношением (3.26), то, приравняв левые части формул (3.23) и (3.26), можно выразить величину  $K_{\text{ср}}$ :

$$K_{\text{ср}} = V_m / (K_m + C_{\text{в}}). \quad (3.27)$$

Как уже указывалось,  $K_{\text{ср}} = \text{const}$ , если  $C_{\text{в}} \ll K_m$ . Из уравнения (3.27) видно, что в этом случае  $K_{\text{с}}$  будет постоянным, если  $p$  не зависит от  $C_{\text{в}}$ .

Моделирование кинетики минерального обмена гидробионтов (см. разд. 3.1) в диапазоне микроконцентраций субстратов в воде показало, что результаты расчетов находятся в удовлетворительном согласии с экспериментом при  $p = \text{const}$ . Это свидетельствует о том, что в области микроконцентраций величина  $p$  не зависит от  $C_{\text{в}}$ . Так как параметры  $p$  опре-

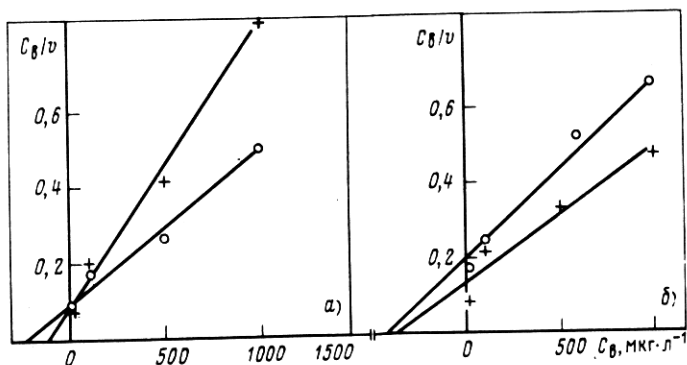


Рис. 3.26. Зависимость (в координатах Лайнуивера–Бэрка) скорости поглощения  $^{65}\text{Zn}$  (○) и  $^{54}\text{Mn}$  (+) взвешенным веществом из 18-километровой (а) и прибрежной (б) зон Черного моря при изменении концентрации Zn и Mn в воде (опыты Л.Г. Кулебакиной и В.Н. Егорова):

$C_B/v$  – отношение концентрации вещества в воде к скорости его поглощения гидробионтом

деляют время наступления динамического равновесия в концентрировании радионуклидов в опытах с радиоактивной меткой, то рассмотрение кинетических закономерностей установления равенства концентраций радионуклидов в гидробионтах и среде в зависимости от концентрации химических или радиоактивных веществ в воде позволяет судить о зависимости между  $p$  и  $C_B$ . Опыты по накоплению  $^{137}\text{Cs}$  черноморскими ульвой и идоцеями в условиях, когда  $v$  описывается формулой (3.26), выявили одинаковую кинетику концентрирования  $^{137}\text{Cs}$  гидробионтами при  $C_B \approx 100 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  (рис. 3.23 и 3.24). Время выхода кривых концентрирования на плато также совпадает (рис. 3.28) и в случае, когда  $v$  описывается уравнением (3.23) Михаэлиса–Ментен. Из уравнения (3.27) следует, что выведение радионуклидов гидробионтами определяется начальными условиями и только параметрами  $p_i$ . Рассмотрение кинетики выведения радиоактивных индикаторов химических веществ в среду с различной концентрацией их изотопных носителей позволяет сделать прямые оценки степени зависимости между  $p_i$  и  $C_B$ .

Излучение закономерностей выведения  $^{137}\text{Cs}$  ульвой, накапливающей, а также выводящей радионуклид при  $C_B$  в диапазоне концентраций от природных до  $100 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ , показало, что кинетика выведения  $^{137}\text{Cs}$  ульвой не зависит от концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в морской воде (рис. 3.23).

Проведенные исследования свидетельствуют о том, что величина  $p$  в широком диапазоне концентраций  $C_B$  в воде не зависит от  $C_B$ . Следовательно, можно принять, что при  $C_B \ll K_m$  в выражении (3.27)  $K_c = \text{const}$ . Можно сделать вывод: уравнение Михаэлиса–Ментен применимо для оценки скорости поглощения химических веществ различной биологической значимости, в том числе и загрязнителей среды на всем интервале изменения концентрации веществ в водной среде. Следовательно, в широ-

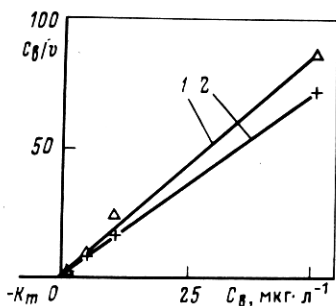


Рис. 3.27. Прямые Лайнуивера–Бэрка, построенные по результатам опытов (1 и 2) [33];

$C_B$  — концентрация Hg в воде, мкг·л<sup>-1</sup>;  
 $v$  — количество ртути, поглощенное взвешенным веществом за время экспозиции опыта, мкг·л<sup>-1</sup>

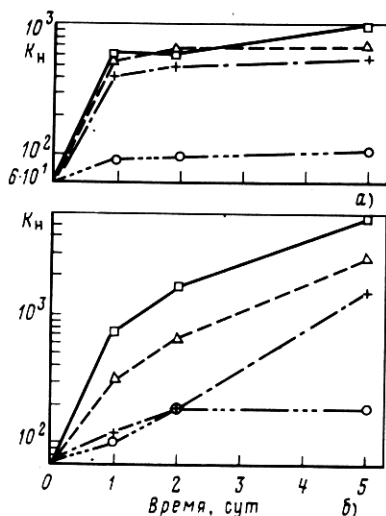


Рис. 3.28. Накопление <sup>65</sup>Zn (а) и <sup>54</sup>Mn (б) ульвой при разных концентрациях Zn и Mn в воде (опыты Л.Г. Кулебакиной и В.Н. Егорова):

□ — без добавки металла ( $C_B$ ); Δ — добавка 10; + — 100; ○ — 1000 мкг·л<sup>-1</sup>;  
 $K_H$  — коэффициент накопления

ком интервале изменения  $C_B$  кинетика взаимодействий в системе радиоактивное или химическое вещество в морской среде — гидробионт с учетом (2.13) и (3.27) описывается следующей системой уравнений:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dC_1}{dt} &= \alpha \frac{v_m C_B}{K_m + C_B} - C_1 p_1; \\ \frac{dC_2}{dt} &= (1 - \alpha) \frac{v_m C_B}{K_m + C_B} - C_2 p_2; \\ \frac{dC_B}{dt} &= \frac{m_\Gamma}{m_B} (C_1 p_1 + C_2 p_2 - \frac{v_m C_B}{K_m + C_B}); \\ C_1 + C_2 &= C_\Gamma, \end{aligned} \right\} \quad (3.28)$$

где  $\alpha$  — коэффициент, показывающий, какая часть потока вещества поступает в первый обменный фонд гидробионта.

Следует отметить, что при  $p_i = \text{const}$  зависимость между равновесными значениями  $C_\Gamma$  и  $C_B$  имеет вид уравнения Михаэлиса–Ментен, которое совпадает с уравнением (3.22) Лэнгмюра при  $v_m = C_\infty$  и  $K_m = k^{-1}$ . Как уже указывалось, уравнение (3.22) отражает сорбционные взаимодействия, а (3.23) — метаболические. Совпадение вида этих уравнений свидетельствует о том, что независимо от конкретных механизмов

поглощения химических веществ твердыми телами и гидробионтами кинетика процессов поглощения описывается идентичными функциями. Отметим также, что использование уравнения Михаэлиса—Ментен (а следовательно, и уравнения Лэнгмюра) имеет определенные преимущества по сравнению с применением других функций. При изучении физиологических характеристик поглощения микроконцентраций химических веществ (когда  $C_B \ll K_m$ ) методом меченых атомов нет необходимости определять  $C_B$  изотопного носителя, так как при  $K_c = \text{const}$  параметры обмена могут быть установлены только по определениям концентраций радиоактивных веществ в гидробионте и среде. С другой стороны, при решении проблем радиоактивного и химического загрязнения морской среды радио- и хемозкологи традиционно оперируют понятием коэффициента накопления  $K_c$ . Сопоставление  $C_B$  с  $K_m$  позволяет определить в этом случае интервал репрезентативности оценок загрязнения гидробионтов, сделанных на основе использования коэффициентов накопления в качестве меры концентрирующей способности гидробионтов в отношении радиоактивных или химических загрязнений.

### 3.7. Концентрация элементов — химических аналогов

В настоящее время имеются достаточно обширные данные, показывающие, что концентрирование гидробионтами ряда химических элементов определяется содержанием в среде элементов — их химических аналогов. В первую очередь это относится к  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , а также к их изотопным носителям, концентрирование которых гидробионтами определяется содержанием в среде соответственно К и Са.

Р. Скотт [173] показал, что при замене К эквивалентным количеством Na бурые, зеленые и красные морские водоросли компенсируют дефицит К поглощением Cs. По наблюдениям Пикеринга и Лукаса [163], при изменении концентрации Са с 0,4 до 60 мг/л и неизменной концентрации Sr в среде коэффициенты накопления Са в нитчатых водорослях *Rhizoclonium hieroglyphicum* уменьшились с 18 600 до 97, а коэффициенты накопления стронция с 10 700 до 100. Эти данные показали, что при неизменной концентрации стронция коэффициенты его накопления гидробионтами с ростом концентрации кальция в среде уменьшаются. Коэффициенты накопления гидробионтами кальция, при увеличении его концентрации в среде, также становятся меньше.

Применим однокамерную математическую модель вида (3.28)

$$\frac{dC_T}{dt} = \frac{v_m C_B}{K_m + C_B} - p C_T \quad (3.29)$$

для отражения кинетики поглощения и обмена гидробионтами элементов — химических аналогов. Уравнение (3.29) отражает кинетику обмена вещества одним обменным фондом гидробионта. Поступление вещества в фонд осуществляется, в общем случае, согласно уравнению Михаэлиса—Ментен, а выведение характеризуется скоростью метаболической реакции первого порядка. Допустим, что в водной среде имеются элементы — химические аналоги с концентрациями  $C_{B1}$  и  $C_{B2}$ . При поглощении элемента с концентрацией  $C_{B1}$  в силу химического сходства мембраны клеток пропускают и атомы элемента  $C_{B2}$ . Скорость поглощения идет согласно уравнению Михаэлиса—Ментен и определяется также коэффициентом химического сходства  $a_x$ . При указанных допущениях кинетика концентрирования элементов — хи-



мических аналогов описывается уравнением

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{v_m(C_{B1} + C_{B2})}{K_m + C_{B1} + a_x C_{B2}} - p C_{\Gamma}. \quad (3.30)$$

Если в рассмотрение входит один из этих элементов, например с концентрацией в среде  $C_{B1}$ , то согласно выражению (3.30) изменение его концентрации  $C_{\Gamma1}$  в гидробионте описывает уравнение

$$\frac{dC_{\Gamma1}}{dt} = \frac{v_m C_{B1}}{K_m + C_{B1} + a_x C_{B2}} - p C_{\Gamma1}. \quad (3.31)$$

В равновесном состоянии, когда правая часть уравнения (3.31) равна нулю, стационарный коэффициент накопления  $K_{C1}$  рассчитывают по формуле

$$K_{C1} = v_m / (K_m + C_{B1} + a_x C_{B2}) p. \quad (3.32)$$

Из соотношения (3.32) видно, что при постоянстве значений  $v_m$ ,  $K_m$  и  $p$  коэффициент накопления гидробионтом элемента с концентрацией  $C_{B1}$  зависит от содержания элемента с концентрацией  $C_{B2}$ . С увеличением  $C_{B2}$  значения  $K_{C1}$  убывает. В то же время  $K_{C1}$  уменьшается и с ростом значения  $C_{B1}$  при  $C_{B2} = \text{const}$ . Сравнение свойств модели (3.31) с результатами наблюдений [163] показывает, что первый из рассмотренных случаев, когда  $C_{B1} = \text{const}$ , качественно соответствует закономерностям концентрирования Sr нитчатыми водорослями при изменении содержания Са в воде, а второй случай отражает закономерность концентрирования К водорослями в зависимости от его концентрации в среде.

Из уравнения (3.32) видно, что если бы биохимические превращения элементов — химических аналогов в клетках гидробионта были идентичны, то константы обмена  $p$ , а следовательно, и статические коэффициенты накопления этих элементов не различались. Однако А.А. Бачурин [9] (по данным наблюдений Г.В. Баринава [7]) рассчитал, что кинетика концентрирования  $^{45}\text{Ca}$  и  $^{89}\text{Sr}$  бурой черноморской водорослью цистозирой описывается двухэкспоненциальными функциями с параметрами, соответственно,  $K_C = 4,5$ ;  $B_1 = 1,7$ ;  $B_2 = 2,8$ ;  $p_1 = 0,476 \text{ ч}^{-1}$ ;  $p_2 = 2,31 \text{ ч}^{-1}$  и  $K_C = 42,7$ ;  $B_1 = 11$ ;  $B_2 = 31,7$ ;  $p_1 = 0,063 \text{ ч}^{-1}$ ;  $p_2 = 0,545 \text{ ч}^{-1}$ . Эти данные показывают, что как коэффициенты накопления  $K_C$ , так и параметры ( $p_1$  и  $p_2$ ), характеризующие обмен элементов — химических аналогов, различны. Поэтому для количественного отражения кинетики обмена элементов — химических аналогов необходимо принять допущение, что показатели скорости обмена каждого из этих элементов гидробионтом могут различаться.

Таким образом, кинетика концентрирования элементов — химических аналогов гидробионтами описывается моделью, отражающей парциальное поступление элементов в фонды согласно уравнению Михаэлиса—Ментен и выведение из фондов в соответствии с метаболическими реакциями первого порядка и показателями скоростей обмена фондов, соответствующих каждому из химических аналогов.

### 3.8. Биотическая трансформация физико-химических форм элементов

Поступающие в моря и океаны радиоактивные и химические загрязнения могут находиться в физико-химических состояниях, отличных от природных форм нахождения соответствующих элементов в морской среде. Многочисленные исследования, результаты которых изложены в обзорах и монографиях [40, 74, 87], показали, что различие физико-химических форм связано с тем, что они или находятся в ином физическом состоянии (например, в аэрозольном), или пребывают в растворах, отличающихся

по химическому составу и pH от морской воды. В морской воде загрязнения подвергаются гидролизу и могут изменять физико-химическую форму, взаимодействуя с химическими веществами среды. Одновременно с трансформацией загрязнений, направленной на установление равновесных химических форм, в морской среде идет их адсорбция терригенными взвесями, грунтами и гидробионтами. Накопление загрязнений гидробионтами в значительной степени зависит от физико-химической формы и состояния этих загрязнений [40]. В результате взаимодействия с гидробионтами физико-химические формы загрязнений могут подвергаться биогенной трансформации.

Экспериментальные исследования показали, что кинетика концентрирования ульвой как впервые внесенного в морскую воду  $^{65}\text{Zn}$ , так и подвергнувшегося биологической обработке, т.е. ранее выведенного водорослями  $^{65}\text{Zn}$  в морскую воду, совпадает [45]. В то же время выведенный зуфаузидами в морскую воду  $^{65}\text{Zn}$  повторно ими не накапливался [135]. Это свидетельствует о том, что в процессе обмена зуфаузида изменяли физико-химическую форму  $^{65}\text{Zn}$ .

Моделирование кинетики процессов биологической трансформации форм химических элементов рассмотрим на примере изучения кинетики накопления и выведения  $^{131}\text{I}$  черноморской ульвой.

Концентрация йода в океанских водах составляет от 0,1 до 0,07 мг·л<sup>-1</sup>. В морской воде йод находится, в основном, в виде одновалентных ( $\text{I}^-$ ) и пятиявалентных ( $\text{IO}_3^-$ ) ионов. Последние составляют от 50 до 100, в среднем 73% запаса йода в воде. Методом радиоактивных индикаторов установлено различное накопление одновалентной и пятиявалентной форм йода рыбами [136].

В экспериментах [84] с разными формами радиоактивного йода установлено, что  $^{131}\text{I}$  в форме йодида ( $\text{I}^-$ ) накапливается зеленой водорослью ульвой более интенсивно, чем  $^{131}\text{I}$  в пятиявалентной форме  $\text{IO}_3^-$  (рис. 3.29). Изучение выведения разных форм йода в чистую воду после 5-суточной экспозиции их предварительного накопления ульвой показало, что кинетика выведения, выраженная в относительных единицах, совпадает (рис. 3.30). Это свидетельствует о том, что, накапливая одновалентную ( $\text{I}^-$ ) и пятиявалентную ( $\text{IO}_3^-$ ) формы йода до разных уровней, ульва обменивает их с одинаковыми показателями скорости метаболических реакций первого порядка. Для изучения биогенной трансформации физико-химических форм йода была поставлена серия опытов, в которой изучалось концентрирование  $^{131}\text{I}$ , выведенного ульвой в чистую воду. Исследовалось накопление  $^{131}\text{I}$ , выведенного ульвой после предварительного накопления его одновалентной (рис. 3.29) и пятиявалентной формами. Опыты показали, что концентрирование выведенных в результате метаболизма форм йода совпадает между собой и с кинетикой накопления ульвой одновалентного  $^{131}\text{I}$  (рис. 3.31). Это позволило заключить, что в результате взаимодействия с ульвой пятиявалентная форма йода трансформируется в такие его физико-химические формы, которые при накоплении

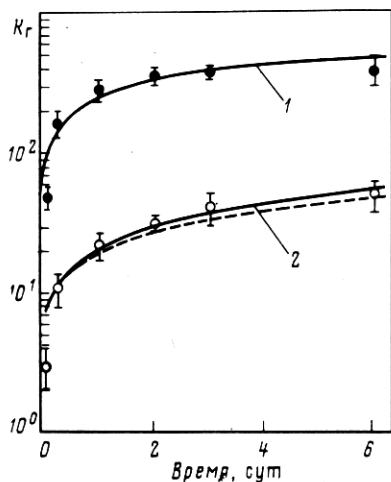
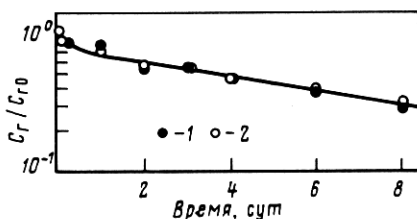


Рис. 3.30. Выведение  $^{131}\text{I}$ , накопленного ульвой, в форме  $\text{I}^-$  (1) и  $\text{IO}_3^{5-}$  (2) после 5-суточного предварительного выдерживания опытов накопления  $^{131}\text{I}$  [84]:  
 $C_r/C_{r0}$  — отношение оставшейся радиоактивности к начальной



их водорослями ведут себя как одновалентные. В дальнейшем их условно будут называть одновалентной формой йода.

При такой интерпретации наблюдений следует, что концентрированию пятивалентного йода в опыте, иллюстрируемом рис. 3.29, сопутствовало поступление в воду одновалентной его формы и последующее ее накопление вместе с пятивалентной. Вследствие этого в воде концентрация пятивалентных ионов убывала, а одновалентных возрастала, т.е. происходила биогенная трансформация биогенных форм йода.

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

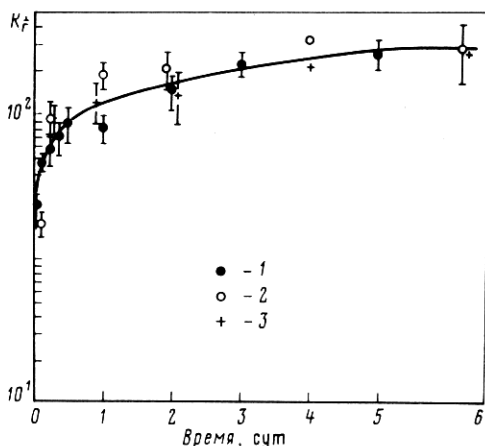
Аппроксимация результатов наблюдений выведения  $^{131}\text{I}$  ульвой с помощью кривой (рис. 2.15) позволила выделить две экспоненты с параметрами  $p_1 = 0,124 \text{ сут}^{-1}$  и  $p_2 = 4,62 \text{ сут}^{-1}$ , что потребовало отражения кинетики обмена каждой формы ульвы двухкамерной моделью вида (2.13). По формулам (2.22) рассчитаны параметры экспоненциальной функции (2.3), описывающей процесс накопления одновалентного  $^{131}\text{I}$  ульвой:

$$K(t) = 1037 - 905 e^{-0,124 t} - 132 e^{-4,62 t} \quad (3.33)$$

Для расчетов параметров кривой (3.33) использованы данные по пятисуточной экспозиции накопления  $^{131}\text{I}$  одновалентной формой йода.

Сравнение теоретического описания кинетики накопления ульвой одновалентного йода, изображенного на рис. 3.29 сплошной линией, с данными

Рис. 3.31. Накопление  $^{131}\text{I}$  ульвой в форме  $\text{I}^{1-}$  (1), а также  $^{131}\text{I}$ , поступившего в воду аквариума в процессе выведения ульвой, которая предварительно накопила  $^{131}\text{I}$  в форме  $\text{I}^-$  (2) и  $\text{IO}_3^{5-}$  (3) [84]



наблюдений показало удовлетворительное их согласие и свидетельство о достаточной адекватности модели.

Параметры модели обмена ульвой пятивалентного йода получены с использованием скорости поглощения  $^{131}\text{IO}_3^-$  в момент времени  $t = 0$ . Справедливость такой оценки определялась очевидным обстоятельством пребывания в опыте (рис. 3.29) в начальный момент времени только пятивалентной формы йода. По данным расчетов формула (2.17) имеет вид

$$\nu_{\text{п}} = B_1 p_1 + B_2 p_2 = 60,24 \text{ сут}^{-1}. \quad (3.34)$$

В выражении (3.34) значения  $p_1$  и  $p_2$  определены из наблюдений (рис. 3.30). При допущении, что отношения  $B_1/B_2$  в моделях обмена пяти- и одновалентного йода равны, получено уравнение концентрирования  $^{131}\text{IO}_3^-$  ульвой

$$K(t) = 87 - 76 e^{-0,124t} - 11 e^{-4,62t}. \quad (3.35)$$

Табулированные данные зависимости (3.35) изображены на рис. 3.29 штриховой линией. Они отражают вклад пятивалентной формы в концентрирование йода ульвой. В целом ситуации концентрирования и обмена двух форм йода ульвой соответствует модель, реализуемая уравнениями

$$\frac{dC_{\text{B}}}{dt} = - \frac{m_{\text{Г}}}{m_{\text{B}}} C_{\text{B}} (B_1 p_1 + B_2 p_2);$$

$$\frac{dC_1}{dt} = p_1 (C_{\text{B}} B_1 - C_1);$$

$$\frac{dC_2}{dt} = p_2 (C_{\text{B}} B_2 - C_2);$$

$$\frac{dC'_B}{dt} = \frac{m_\Gamma}{m_B} [(C_1 + C'_1)p_1 + (C_2 + C'_2)p_2 - C'_B(B_1p_1 + B_2p_2)]; \quad (3.36)$$

$$\frac{dC'_1}{dt} = p_1 (C'_B B'_1 - C'_1);$$

$$\frac{dC'_2}{dt} = p_2 (C'_B B'_2 - C'_2);$$

$$C_1 + C_2 = C_\Gamma;$$

$$C'_1 + C'_2 = C'_\Gamma,$$

где  $C'_B$  и  $C_B$  — концентрация одно- и пятивалентного йода в воде;  $C'_1$ ,  $C_1$  и  $C'_2$ ,  $C_2$  — концентрация одно- и пятивалентного йода в камерах гидробионта. В соотношениях (3.36) первое и четвертое уравнения отражают баланс форм пяти- и одновалентного йода в воде, а второе, третье, пятое и шестое — в камерах гидробионта. Наблюдениям, иллюстрируемым рис. 3.29, соответствует параметр накопления, рассчитываемый по формуле

$$K(t) = \frac{C_\Gamma + C'_\Gamma}{C_B + C'_B}. \quad (3.37)$$

Результаты расчета этого параметра численным решением дифференциальных уравнений (3.36) на ЭВМ графически нанесены на рис. 3.29. 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 концентрирования одно- и пятивалентного  $^{131}\text{I}$  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. В диапазоне микроконцентраций загрязнений в воде взаимодействие фондов со средой осуществляется со скоростью метаболических реакций первого порядка. Показатели скорости поступления в фонды определяются физико-химической формой загрязнений. Показатели скорости выведения из соответствующих обменных фондов разных физико-химических форм загрязнений в гидробионтах одинаковы.

### 3.9. Лимитирование продукционных процессов биогенными химическими субстратами

Необходимость математического описания концентрирования биогенных субстратов в условиях химического ограничения роста гидробионтов диктуется двумя причинами. Во-первых, лимитирующие субстраты при повышенных концентрациях в среде могут проявлять токсические свойства

и поэтому должны рассматриваться как загрязнители среды. Во-вторых, решение проблем самоочищения морской среды требует разработки моделей экосистем, балансовые равенства которых замыкают взаимодействие компонентов по ограничивающему химическому субстрату. Рассмотрим решение указанной задачи на примере одноклеточных водорослей.

Друп [131] предложил балансовую модель, описывающую изменение биомассы клеток в культуре водорослей непрерывного типа в зависимости от концентрации питательных элементов:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dB}{dt} &= \mu B - RB; \\ \frac{dC_B}{dt} &= R(C_{B0} - C_B) - C_T \mu B, \end{aligned} \right\} \quad (3.38)$$

где  $B$  — удельная биомасса одноклеточных водорослей в культиваторе;  $R$  — показатель скорости потока питательной среды через культиватор,  $\text{сут}^{-1}$ ;  $\mu$  — удельная скорость роста культуры,  $\text{сут}^{-1}$ ;  $C_B$  и  $C_{B0}$  — концентрация элементов питания в среде и на входе культиватора;  $C_T$  — внутриклеточная концентрация лимитирующего субстрата.

В уравнениях (3.38) изменение величины  $C_T$  описывается выражением [125]

$$\frac{dC_T}{dt} = v_L - \mu C_T, \quad (3.39)$$

где  $v_L$  — скорость потребления лимитирующего субстрата. В уравнении (3.39) Моно [154] описал зависимость величины  $\mu$  от концентрации питательных веществ в среде ( $C_T$ ) следующим выражением:

$$\mu = \mu_{\text{макс}} C_B / (K_m + C_B), \quad (3.40)$$

где  $\mu_{\text{макс}}$  — максимально физиологически возможная удельная скорость роста клеточной культуры. Догдейл [132] предложил описывать скорость поступления лимитирующего субстрата ( $v_L$ ) в клетки уравнением Михаэлиса—Ментен (3.23). Подстановка значения  $v_L$  из (3.23) в уравнение (3.39) дала равенство

$$\frac{dC_T}{dt} = \frac{v_m C_B}{K_m + C_B} - \mu C_T. \quad (3.41)$$

Анализ выражений (3.40) и (3.41) показывает, что в условиях стационарности, когда  $dC_T/dt = 0$ , величина  $\mu_{\text{макс}} = v_m/C_T$ . Отсюда видно, что так как  $v_m$  для каждого вида одноклеточных водорослей является величиной постоянной, то  $\mu_{\text{макс}} = \text{const}$  лишь при условии, что  $C_T = \text{const}$ . Таким образом, уравнение Моно (3.40) справедливо лишь в условиях, когда внутриклеточная концентрация питательного субстрата постоянна

и не зависит от  $C_B$ . В шестом параграфе данной главы отмечено, что это условие выполняется лишь при нулевом порядке метаболической реакции поглощения субстрата в области значений  $C_B \gg K_m$ .

Друп показал, что в общем случае удельная скорость роста водорослей зависит от величины  $C_T$  [131]:

$$\mu = \mu_{\max} \left(1 - \frac{q_{\min}}{C_T}\right), \quad (3.42)$$

где  $q_{\min}$  — минимальная внутриклеточная концентрация лимитирующего субстрата, обеспечивающая жизнеспособность клеточной культуры. С учетом зависимости (3.42) уравнение (3.39) приобрело вид

$$\frac{dC_T}{dt} = \frac{v_m C_B}{K_m + C_B} - \mu_{\max} C_T \left(1 - \frac{q_{\min}}{C_T}\right). \quad (3.43)$$

Уравнение (3.43) применимо для описания кинетики процессов изменения внутриклеточной концентрации питательного субстрата в зависимости от его содержания в среде при лимитировании данным субстратом процессов роста. Если продукционные процессы лимитированы другим субстратом и рост отсутствует, то второй член правой части выражения (3.43) превращается в нуль, и тогда внутриклеточная концентрация субстрата  $C_T$  с увеличением  $t$  стремится к бесконечности. Уравнение (3.43) в целом не применимо для отражения процесса поглощения субстратов нерастущими культурами водорослей, так как причиной лимитирования роста может быть не только недостаток химического вещества, но, например, также и низкая фотосинтетически активная радиация. Уравнение (3.43) не отражает также кинетики обменных процессов, так как в нем не учтено выведение субстрата из клеток в результате метаболизма. Очевидно, именно вследствие метаболизма клеток — одновременного протекания процессов поглощения и выведения субстратов — устанавливается стационарное значение их внутриклеточной концентрации. Для математического описания кинетики обменных процессов в отношении биогенных субстратов была предложена модель, базирующаяся на камерных представлениях о структуре обмена [60]. Реализующее модель уравнение имеет вид

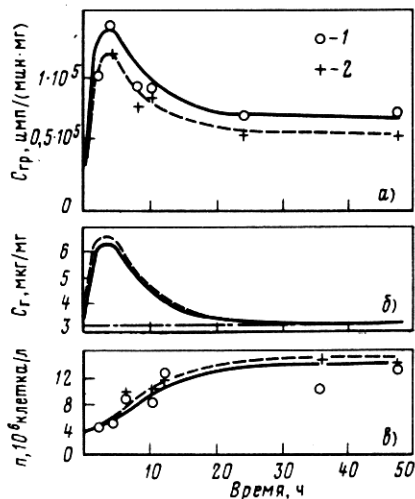
$$\frac{dQ_T}{dt} = \frac{v_m C_B}{K_m + C_B} - Q_T p, \quad (3.44)$$

где  $Q_T$  — масса внутриклеточного субстрата в среде;  $p$  — показатель скорости обмена субстрата клетками. Подстановкой значения  $Q_T = m_T C_T$  и дифференцированием левой части уравнения (3.44) по переменным  $C_T$  и  $m_T$  получено

$$\frac{dC_T}{dt} = \frac{v_m C_B}{K_m + C_B} - \left(p + \frac{1}{m_T} \frac{dm_T}{dt}\right) C_T. \quad (3.45)$$

Рис. 3.32. Изменение внутриклеточной концентрации радиоактивного (а) и стабильного (б) фосфора и численности клеток. (в) на свету (1) и в темноте (2) [60]:

$C_{\Gamma}$  и  $C_{\Gamma P}$  — внутриклеточная концентрация стабильного Р —  $\text{мкг} \cdot \text{мг}^{-1}$  и  $^{32}\text{P}$  —  $\text{имп} \cdot \text{мин}^{-1} \cdot \text{мг}^{-1}$ ;  $n$  — численность клеток ( $\text{клетка} \cdot \text{л}^{-1}$ ); --- и — — данные, полученные путем моделирования; -.-.- — уровень  $q_{\min}$



Подстановкой в уравнение (3.45) значения

$$\frac{dm_{\Gamma}}{dt} = \mu m_{\Gamma}, \quad (3.46)$$

в котором величина  $\mu$  зависит от  $C_{\Gamma}$  в соответствии с соотношением (3.42) Друпа, получено

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{\nu_m C_{\Phi}}{K_m + C_{\Phi}} - [p + \mu_{\max} (1 - \frac{q'_{\min}}{C'_{\Gamma}})] C_{\Gamma}. \quad (3.47)$$

Обозначение  $q'_{\min}/C'_{\Gamma}$  в правой части указывает на то, что при моделировании кинетики обмена рассматриваемого субстрата в уравнение (3.47) должно подставляться значение отношения минимально допустимой внутриклеточной концентрации ( $q'_{\min}$ ) к фактической  $C'_{\Gamma}$  того субстрата, который в настоящий момент времени лимитирует рост культуры. Им может быть также и показатель лимитирования рассматриваемым субстратом  $q_{\min}/C_{\Gamma}$ .

Проверка адекватности модели (3.47) сделана по данным экспериментальных наблюдений [60] концентрирования 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  $^{32}\text{P}$  водорослями были рассчитаны параметры модели  $q_{\min} = 3,1 \text{ мкг} \cdot \text{мг}^{-1}$ ;  $\nu_m = 7,34 \text{ мкг} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$ ;  $K_m = 11 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ ;  $p = 0,231 \text{ ч}^{-1}$ . Значение  $\mu_{\max}$  для данной культуры водорослей составило  $5 \text{ сут}^{-1}$  [106]. Сравнение результатов наблюдений и расчетов при начальных условиях для  $^{32}\text{P}$ :  $C_{\Gamma}(0) = 3,1 \text{ мкг} \cdot \text{мг}^{-1}$ ;  $C_{\Phi}(0) = 11 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  и  $m_{\Gamma}(0) = 1,09 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  показало удовлетворительное их согласие (рис. 3.32).

Сравнение выражений (3.43) и (3.47) показало, что они отличаются членом  $pC_{\Gamma}$  в правой части уравнения и расширением сферы интерпрета-



ции показателя лимитирования  $q'_{\text{мин}}/C'_T$ . Указанные дополнения модели (3.47) по сравнению с моделью (3.43) позволили описать кинетику метаболизма.

Из выражения (3.47) видно, что в отсутствие роста в культуре установится максимальная внутриклеточная концентрация, рассчитываемая по формуле

$$C_{T \text{ макс}} = v_m C_B / (K_m + C_B) p. \quad (3.48)$$

Чтобы водоросли сохраняли жизнеспособность и в них могла поддерживаться минимальная внутриклеточная концентрация, необходимо условие: концентрация субстрата в среде  $C_B$  была бы не меньше определенной величины  $C_{B \text{ мин}}$ , которая оценивается по формуле

$$C_{B \text{ мин}} = p q_{\text{мин}} K_m / (v_m - p q_{\text{мин}}). \quad (3.49)$$

Для скелетонемы получено  $C_{B \text{ мин}} = 1,1 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  [60].

Таким образом, кинетика концентрирования биогенного субстрата одноклеточными водорослями может рассматриваться как его обмен фондом гидробионта, заполняемым в процессе роста. Поступление субстрата в обменный фонд осуществляется в соответствии с уравнением Михаэлиса—Ментен, а выведение идет со скоростью метаболической реакции первого порядка.

## ГЛАВА 4

### АЛИМЕНТАРНОЕ ПОГЛОЩЕНИЕ ВЕЩЕСТВ

#### 4.1. Модели кинетики обмена

Пищевой, или алиментарный, путь поглощения радиоактивных и химических веществ присущ консументам. Потребляя пищу в процессе трофических взаимодействий, консументы усваивают из нее вещества, необходимые для поддержания их жизненных функций. Одновременно с биологически необходимыми веществами из пищи поглощаются химические и радиоактивные загрязнители морской среды. Неусвоенная часть пищи удаляется из консументов в виде жидких и твердых экскретов, в частности фекальных пеллетов. Поглощенные из пищи вещества поступают в органы и ткани животных и в результате процессов метаболизма выводятся через желудочно-кишечный тракт и внешние покровы тела консументов.

В.И. Беляев и соавторы [13] описали распределение радиоактивного нуклида биологически значащего вещества между кровью и органами животного в дифференциальной форме уравнением вида

$$\frac{dC}{dt} = \sum_{i=1}^n A_i - \frac{C}{Q} \left( B_{\text{эк}} + \sum_{i=1}^n P_{\text{ки}} \right), \quad (4.1)$$

где  $C$  — концентрация изотопа в крови;  $Q$  — концентрация содержащего нуклид вещества;  $B_{эк}$  — экскреция нуклида из системы;  $P_{ki}$  — поток элемента из крови к  $i$ -му органу животного;  $A_i$  — поток нуклида из органа в кровь. Авторы этой работы получили значения параметров модели (4.1), соответствующие различным органам и тканям морских рыб, включая белые и красные мышцы, печень, кожу, кости, мозг, почки, кишечник, селезенку и гонады. При разовом поступлении нуклида в кровь и рассмотрении процессов в микромасштабе времени кинетика распределения нуклида по органам и тканям животного описывается уравнением (4.1) с запаздывающим аргументом. В целом решение уравнения (4.1) имеет экспоненциальный вид, с количеством экспоненциальных членов, равным числу рассматриваемых органов и тканей.

В экспериментальных исследованиях, послуживших основой для построения модели (4.1), радионуклид вводился в кровь рыб искусственно и данные не имели прямого отношения к алиментарному пути поглощения веществ. Однако они показали, что экспоненциальные члены в функциях вида (4.1) не могут быть связаны с отдельными органами или группой органов. Экспоненциальные представления — лишь аппроксимация, отражающая совокупное воздействие всего множества механизмов, ответственных за метаболизм гидробионтов.

Коновер и Френсис [128] описали передачу биогенных субстратов по трофическим цепям камерными моделями, связывая с каждым звеном трофической цепи пул субстрата, обменивающийся с пулами других звеньев со скоростями метаболических реакций первого порядка.

Фаулер и Гуари [134] при изучении пищевого поглощения  $^{237}\text{Pu}$  крабами и  $^{60}\text{Co}$  и  $^{65}\text{Zn}$  креветками установили, что кинетика выведения этих поступивших алиментарно радионуклидов гидробионтами описывается двухэкспоненциальной функцией.

В экспериментах с идотеями, питающимися черноморской ульвой, меченной  $^{65}\text{Zn}$  [46], получили: до более высокого относительного уровня  $^{65}\text{Zn}$  из пищи концентрировали животные меньшей массы (рис. 4.1). Это обусловлено тем, что мелкие животные имели большие рационы (в процентах относительно массы тела): среднесуточный рацион идотей массой 13–20 мг составил 38; размерной группы 90–99 мг — 16; 120–145 мг — 7,5 % массы тела. В пересчете на единицу поглощенной пищи скорость поступления  $^{65}\text{Zn}$  в идотеи разных размерных групп была одинаковой. После девятисуточного накопления  $^{65}\text{Zn}$  из пищи идотей были переведены на питание нерадиоактивным кормом. В этих опытах наблюдалось снижение концентрации  $^{65}\text{Zn}$  в животных, иллюстрируемое рис. 4.2: хотя в предварительном опыте идотеи накопили  $^{65}\text{Zn}$  до различных уровней (см. рис. 4.1), кинетика его выведения животными различной массы, выраженная в относительных единицах, совпала. Экспериментальные данные по выведению радионуклида при температуре 12 °C на графике, построенном в логарифмическом масштабе по оси ординат, легли на прямую, что указало на экспоненциальный характер кинетики процесса. Ре-

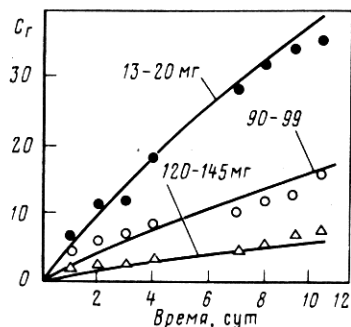


Рис. 4.1. Кинетика накопления  $^{65}\text{Zn}$  идотейми различной массы [46]

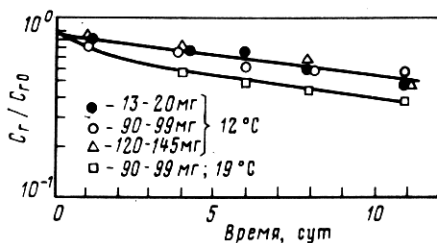


Рис. 4.2. Кинетика выведения  $^{65}\text{Zn}$  идотейми различной массы при температуре 12 и 19 °C [46]

зультаты экспериментов удовлетворительно аппроксимировались экспонентой с периодом полужизни 12,9 сут. Аппроксимирующая функция имела вид

$$C_T / C_{T0} = 0,95 e^{-0,0537t}, \quad (4.2)$$

где  $C_T$  и  $C_{T0}$  — концентрация радионуклида в гидробионте в моменты времени  $t$  и  $t_0$ , принятом за начальный.

Из экспериментальных наблюдений, аппроксимированных кривой (4.2), следовало, что животные выводят поступивший пищевым путем  $^{65}\text{Zn}$  с показателем скорости  $p = 0,0537 \text{ сут}^{-1}$ . Это позволило кинетические закономерности поведения  $^{65}\text{Zn}$  в идотейх интерпретировать как результат алиментарного поступления и метаболического выведения радионуклида из обменного фонда цинка в животных. Скорость поступления и метаболического выведения радионуклида в обменный фонд определялась рационом  $R$ , удельной активностью пищи  $C_{\Pi}$  и степенью усвоения элемента из пищи  $q$ , а выведение шло с показателем скорости метаболической реакции первого порядка  $p$ . В дифференциальной форме эта зависимость описана уравнением [46]

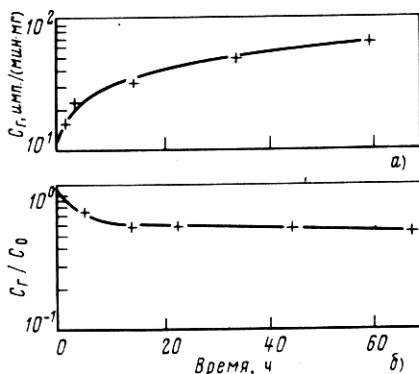
$$\frac{dC_T}{dt} = C_{\Pi} R q - C_T p. \quad (4.3)$$

Решение дифференциального уравнения (4.3) с начальным условием  $C_T(0) = 0$ , соответствующим условиям опыта накопления радионуклида из пищи (рис. 4.1), получено в следующем виде:

$$C_T = \frac{C_{\Pi} R q}{p} (1 - e^{-pt}). \quad (4.4)$$

Обработка данных показала, что аппроксимирующие кривые вида (4.4) дали хорошее согласие с экспериментом при  $q = 0,6$ . Сравнение рас-

Рис. 4.3. Накопление (а)  $^{65}\text{Zn}$  *Euchirella* sp. с пищей и выведение (б) в среде  $^{65}\text{Zn}$  после 61 ч предварительного его накопления [73]



четных данных с наблюдениями свидетельствовало об адекватности модели (4.3).

Известно, что консументы могут поглощать не всю доступную им (имеющуюся) пищу. Измерение концентрации радионуклидов в пище до кормления и в идотях сразу же после их кормления показало, что у животных оставалось от 69 до 89%  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{54}\text{Mn}$ , содержащихся в корме [47]. В экспериментах не обнаружено снижения этого значения в зависимости от количества доступной пищи. Особь идотей массой в 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  $^{65}\text{Zn}$ . Количество потребленного радионуклида (от имеющегося в доступной пище) в среднем составило: 72,5; 75,0; 76,0; 70,0; 71,1; 69,2%. Это было связано с тем, что хитиновые скелеты понтеллид идотей не поедала. Вследствие того, что некоторое количество корма может не поесть, а переходить во взвешенное органическое вещество в качестве отходов, параметр  $q$  выражения (4.3) в использованном методическом подходе определения адекватности модели [46] служил оценкой поглощенной пищи (по отношению к доступной) и  $^{65}\text{Zn}$ , усвоенного из пищи.

В опытах с зоопланктонными организмами Индийского океана *Euchirella* sp. [73] животные массой по 2,7 мг питались мечеными  $^{65}\text{Zn}$  одноклеточными водорослями плотностью 940 клеток  $\cdot \text{мл}^{-1}$  или 15 мг  $\cdot \text{л}^{-1}$ . Активность  $^{65}\text{Zn}$  в клетках составляла 4230 имп  $\cdot \text{мин}^{-1} \cdot \text{мг}^{-1}$  в пересчете на массу сырых водорослей; в течение 61 ч эта активность поддерживалась постоянной. При питании радиоактивной пищей животные накапливали  $^{65}\text{Zn}$ , но интенсивность накопления с течением времени приближалась к стационарному уровню (рис. 4.3,а). При переводе *Euchirella* sp. через 61 ч опыта на нерадиоактивный корм животные стали терять радионуклид (рис. 4.3,б). Кинетика этого процесса с достаточной степенью точности аппроксимировалась двухэкспоненциальной функцией

$$C_t/C_0 = 0,4e^{4,1500t} + 0,6e^{-0,0756t}, \quad (4.5)$$

где  $t$  — время, сут.

По аналогии с интерпретацией опытов с  $^{65}\text{Zn}$  и идотями было допущено, что механизмы, определяющие кинетику обмена  $^{65}\text{Zn}$  *Euchirella* sp.,

могут быть формально отражены процессом концентрирования цинка двумя фондами, каждый из которых обменивает элемент со скоростью метаболических реакций первого порядка. Изменение концентрации вещества в обменных фондах описано уравнениями:

$$\frac{dC_1}{dt} = \alpha C_{\Pi} Rq - C_1 p_1; \quad \frac{dC_2}{dt} = (1 - \alpha) C_{\Pi} Rq - C_2 p_2, \quad (4.6)$$

где  $C_1$  и  $C_2$  — концентрации радионуклида в обменных фондах животного ( $C_1 + C_2 = C_{\Gamma}$ );  $\alpha$  — часть потока радионуклида, попадающая в первый обменный фонд.

При постоянных значениях входящих в уравнение (4.6) параметров изменение концентрации радионуклида в гидробионте описывается выражением

$$C_{\Gamma}(t) = K_{\Pi} C_{\Pi 0} + (C_{10} - C_{\Pi 0} B_1) e^{-p_1 t} + (C_{20} - C_{\Pi 0} B_2) e^{-p_2 t}, \quad (4.7)$$

где  $C_{10}$ ,  $C_{20}$  и  $C_{\Pi 0}$  — концентрация радионуклида в обменных фондах гидробионта и пище в момент  $t = 0$ ;  $K_{\Pi}$  — предельный, или статический, коэффициент пищевого накопления радионуклида гидробионтом,  $K_{\Pi} = B_1 + B_2$ ;  $B_1$  и  $B_2$  — относительные объемы обменных фондов гидробионта, численно равные отношению предельной концентрации в них микроэлемента в зависимости от  $C_{\Pi}$ :

$$B_1 = \frac{\alpha Rq}{p_1}; \quad B_2 = \frac{(1 - \alpha) Rq}{p_2}. \quad (4.8)$$

В выражениях (4.8) значение  $\alpha$  отражало допущение о пропорциональности потоков радионуклидов, поступающих из пищи в обменные фонды гидробионта:

$$\alpha = B_1 p_1 / (B_1 p_1 + B_2 p_2). \quad (4.9)$$

Сравнение выражений (4.7) и (2.14) показало, что они по смыслу аналогичны, а при  $C_{\text{в}0} = C_{\Pi 0}$  — тождественны. Это позволило применить способ определения  $B_1$  и  $B_2$  по формулам (2.22) при оценке параметров и адекватности моделей по результатам экспериментальных наблюдений.

По данным опытов (рис. 4.3) при  $q = 1$  определены:  $B_1 = 6 \cdot 10^{-3}$ ;  $p_1 = 4,15 \text{ сут}^{-1}$  и  $B_2 = 5,2 \cdot 10^{-2}$ ;  $p_2 = 0,102 \text{ сут}^{-1}$ . Результаты расчетов на модели с полученными параметрами показали, что модель (4.6) с достаточной степенью адекватности описывает кинетику обмена  $^{65}\text{Zn}$  зухиреллами при алиментарном поступлении радионуклида.

Таким образом, из проведенных исследований следует, что при алиментарном пути поступления кинетика концентрирования радионуклидов консументами адекватно описывается математическими моделями, отражающими обмен химического вещества одним или двумя фондами гидробионта. Поступление вещества в фонды пропорционально удельной ак-

тивности пищи, рациону и степени усвоения радионуклида из пищи, а выведение из фондов идет со скоростью метаболических реакций первого порядка.

## 4.2. Соматический и генеративный рост гидробионтов

При алиментарном поглощении радиоактивных или химических веществ кинетика их обмена консументами описывается математическими моделями, отражающими взаимодействие веществ с одним или двумя обменными фондами гидробионта. Уравнения (4.3) и (4.6), описывающие кинетику, не учитывают обмена в процессе роста гидробионтов.

Воспользуемся соотношением (4.3) для вывода уравнения, отражающего кинетику обмена химических веществ в процессе продуцирования органического вещества гидробионтами. В уравнении (4.3) величина  $C_T$  равна

$$C_T = A_T/m_T, \quad (4.10)$$

где  $A_T$  — количество химического вещества в гидробионте;  $m_T$  — биомасса особи гидробионта. При  $m_T = \text{const}$  выражению (4.3) эквивалентно равенство

$$\frac{dA_T}{dt} = C_P R q m_T - A_T p. \quad (4.11)$$

Если гидробионт растет, то  $m_T$  является переменной величиной. Подставив в (4.11) вместо  $A_T$  его значение  $A_T = C_T m_T$  и продифференцировав левую часть уравнения (4.11) по переменным  $C_T$  и  $m_T$ , получим выражение, описывающее кинетику обмена веществ растущим гидробионтом:

$$\frac{dC_T}{dt} = C_P R q - \left(p + \frac{1}{m_T} \cdot \frac{dm_T}{dt}\right) C_T. \quad (4.12)$$

В уравнении (4.12) значение  $dm_T/dt$  определяет скорость роста гидробионта, а в целом правый член в скобках равен удельной продукции  $P_T/m_T$ . Из уравнения (4.12) видно: чем выше удельная продукция особей гидробионта, тем ниже устанавливается стационарный уровень величины  $C_T$ . Сравнение выражений (4.3) и (4.12) показывает, что в последнем из них дополнительно имеется член, численно равный удельной продукции. Он отражает кинетический механизм снижения концентрации химического загрязнителя при продуцировании гидробионтом органического вещества вследствие возникновения в процессе роста незаполненных обменных фондов субстрата.

Известно, что скорость роста гидробионта определяется разностью между ассимилированной пищей и тратами на дыхание [37]. С учетом

этого обстоятельства можно записать:

$$\frac{dm_{\Gamma}}{dt} = m_{\Gamma} R (A_{\Pi} - A_{\text{Д}}), \quad (4.13)$$

где  $A_{\Pi}$  — ассимилированная часть рациона;  $A_{\text{Д}}$  — часть рациона, затраченная на дыхание гидробионта. Часть рациона, усвоенная на рост, равна

$$q_{\Pi} = A_{\Pi} - A_{\text{Д}}. \quad (4.14)$$

Подставив значение  $dm_{\Gamma}/dt$  из (4.13) в (4.12) с учетом (4.14), получим

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = R (C_{\Pi} q - C_{\Gamma} q_{\Pi}) - C_{\Gamma} p. \quad (4.15)$$

Из уравнения (4.15) видно, что в зависимости от знака разности  $C_{\Pi} q - C_{\Gamma} q_{\Pi}$  пищевое поглощение химического элемента или его радионуклида может приводить как к повышению, так и к снижению его концентрации в гидробионте. При равной степени усвоения вещества и пищи в целом на рост  $q = q_{\Pi}$  его концентрация в гидробионте будет снижаться, если  $C_{\Pi} < C_{\Gamma}$ , т.е., в отношении загрязнителей можно отметить, что менее загрязненная, чем гидробионт пища, будет приводить к очистке консумента от химического загрязнителя среды.

В стационарном состоянии системы взаимодействия консумента с пищей можно определить предельный коэффициент пищевого накопления загрязнителя

$$K_{\Pi} = Rq / (Rq_{\Pi} + p). \quad (4.16)$$

Очевидно, что если алиментарное поглощение — основной путь поступления загрязнителя в гидробионт, то при пищевом взаимодействии загрязнение каждого последующего трофического уровня консументов может быть выше загрязнения предыдущего звена пищевой цепи лишь при  $K_{\Pi} > 1$ . Из уравнения (4.16) видно, что это условие выполняется, когда  $Rq > Rq_{\Pi} + p$ . Следовательно, повышение степени загрязнения консументов каждого последующего трофического уровня может наблюдаться тогда, когда показатель скорости поглощения загрязнителя из пищи превышает показатель скорости ассимиляции пищи на рост и метаболическую константу обмена. В отсутствие роста  $K_{\Pi} > 1$  при  $Rq > p$ . Если значение метаболической константы обмена химического загрязнителя гидробионтом равно показателю скорости затрат вещества на дыхание ( $p = RA_{\text{Д}}$ ), то из уравнения (4.16) следует, что

$$K_{\Pi} = q / (q_{\Pi} + A_{\text{Д}}). \quad (4.17)$$

Отсюда видно, что если показатели скорости интенсивности дыхания и скорости обмена вещества гидробионтом равны, то передача этого вещества по трофическим цепям будет идти с повышением темпа загрязнения каждого последующего звена тогда, когда эффективность его усвоения из пищи превышает ассимилированную часть рациона животных.

Аналогичные выводы следуют из рассмотрения двухфундовой модели (4.6) кинетики обмена веществ при алиментарном пути их поглощения гидробионтами. Подставив в уравнения (4.6) вместо  $C_1 = A_1/m_r$  и  $C_2 = A_2/m_r$ , где  $A_1$  и  $A_2$  — количество загрязнителя среды в фондах гидробионта, получим

$$\begin{aligned}\frac{dC_1}{dt} &= \alpha C_{\Pi} Rq - \left(p_1 + \frac{1}{m_r} \frac{dm_r}{dt}\right) C_1; \\ \frac{dC_2}{dt} &= (1 - \alpha) C_{\Pi} Rq - \left(p_2 + \frac{1}{m_r} \frac{dm_r}{dt}\right) C_2.\end{aligned}\tag{4.18}$$

Из уравнения (4.18) видно, что оно отличается от выражения (4.6) только показателем удельной продукции гидробионта, а соотношения (4.18) и (4.3) по смыслу идентичны.

Таким образом, теоретическое исследование показало, что при алиментарном поглощении химических или радиоактивных веществ кинетика их обмена растущими гидробионтами описывается одно- или двухкамерными моделями. Каждая из камер модели соответствует обменному фонду. Поступление вещества в фонды происходит пропорционально рациону, удельной концентрации вещества в пище и эффективности усвоения вещества из пищи. Выведение вещества из фондов определяется показателями скорости метаболических реакций первого порядка и удельной продукцией гидробионта.

Следует отметить, что в гидробиологии под продукцией понимают все виды синтеза органического вещества [37]. Это, в первую очередь, соматический и генеративный рост, а также прижизненное отчуждение органического вещества гидробионтом. Под соматическим ростом понимается непосредственное увеличение массы тела животных в онтогенезе, а под генеративным — биосинтез продуктов размножения: икры, яиц и т.п. Кроме того, в процессе жизнедеятельности консументы выделяют в среду органические продукты метаболизма, экзоскелеты и экзувии. Вклад отдельных источников в продукцию разных таксономических групп животных в онтогенезе различен. Например, рост морских копепод осуществляется дискретно, переходом из науплиальных стадий в копеподитные. Каждая стадия животных завершается линькой, и непосредственное увеличение массы тела происходит в моменты времени, когда животные находятся без хитиновых покровов. У взрослых копепод, как правило, отсутствует соматический рост, они производят органическое вещество только в результате метаболизма и генеративного роста.

Кинетические процессы концентрирования химических загрязнителей среды различными видами продуцированного гидробионтами органического вещества еще недостаточно изучены для их количественной интерпретации. Поэтому приведенные в настоящем разделе показатели влияния процессов роста на кинетику обмена веществ гидробионтами рассматриваются нами как оценочные параметры, определяющие общую тенденцию



обсуждаемого процесса. По нашему мнению, значимость этих показателей должна проявляться, в первую очередь, на популяционном и экосистемном уровнях.

### 4.3. Концентрация химического элемента в пище

На примере зухирелл было показано, что при пищевом поступлении  $^{65}\text{Zn}$  кинетика его обмена консументами описывается двухкамерной моделью (4.6). Кинетика обмена  $^{65}\text{Zn}$  идоотейми при алиментарном его поступлении описывается однокамерной моделью (4.3), являющейся упрощенной по отношению к модели (4.6). Параметры уравнений (4.3) и (4.6) определялись при неизменяющейся концентрации активного носителя в пище и животных, так как массой атомов радиоактивного  $^{65}\text{Zn}$  можно было пренебречь.

Очевидно, что при использовании моделей (4.3) и (4.6) в условиях изменяющейся концентрации химического вещества в пище и гидробионте необходимо исследование зависимостей  $p$  и  $q$  как функций от  $C_T$  и  $C_P$ . Отдельно должен также исследоваться вопрос о влиянии интенсивности питания на кинетические характеристики протекания обменных процессов в консументах.

Зависимость изменения показателя скорости обмена  $p$  от концентрации активности в корме гидробионте изучалась в экспериментах с черноморскими идоотейми. Пищей идоотейм служила черноморская ульва, которая накапливала  $^{137}\text{Cs}$  в течение нескольких суток в среде с природной концентрацией цезия, а также в среде с добавками 100 и 1000  $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  цезия. Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  ульвой во всех случаях были одинаковыми (рис. 3.23). Это свидетельствовало о том, что отношение концентраций  $\text{Cs}$  в ульве из разных аквариумов установилось таким же, каким было и отношение концентрации  $\text{Cs}$  в воде этих аквариумов. В предварительной части опыта три группы идоотей со средней индивидуальной массой животных по 140 мг питались ульвой, имеющей различную концентрацию цезия. После суточного кормления животные, усвоив различное количест-

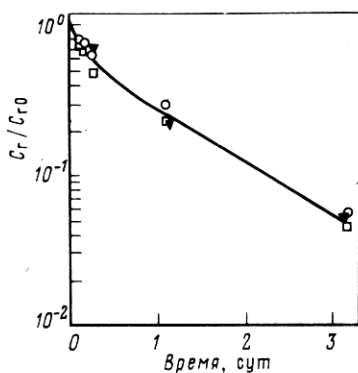


Рис. 4.4. Относительное выведение  $^{137}\text{Cs}$  *Idotea baltica* (после суточного предварительного его поглощения из пищи с различным содержанием цезия) в воду без добавки цезия (○) и с добавками в 100 (▼) и 1000 (□)  $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  (опыт В.Н. Поповичева и В.Н. Егорова);

$C_T/C_{T0}$  — отношение концентрации радиоцезия в животных в текущий момент времени к начальному

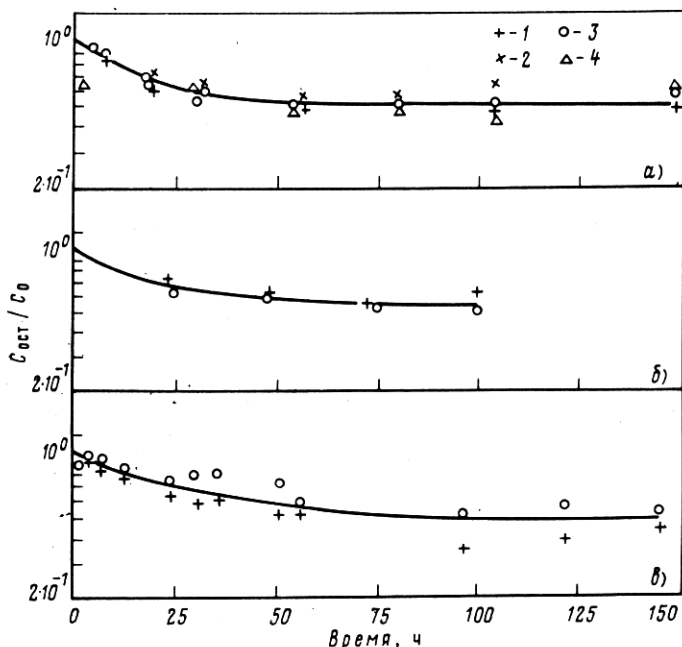


Рис. 4.5. Выведение  $^{65}\text{Zn}$  идотейми различной массы при кормлении животных радиоактивными зукалянусами (а), понтеллидами (б) и зуфаузидами [47]:

масса идотей (в); 1 – 32; 2 – 52; 3 – 85; 4 – 100–200 мг

во Cs из пищи, были пересажены в чистую морскую воду. Последующие измерения их активности показали, что кинетика выведения, выраженная в относительных единицах, примерно одинакова (рис. 4.4) у всех животных.

Опыту, результаты которого изображены на рис. 4.4, соответствовало решение (4.7) уравнений (4.6) при начальных условиях  $C_{\text{по}} = 0$ ;  $C_1(0) = C_{10}$ ;  $C_2(0) = C_{20}$ . Из выражения (4.7) видно, что кинетика выведения, выраженная в относительных единицах  $C_T(t)/(C_{10} + C_{20})$ , определялась только параметрами  $p_1$  и  $p_2$ . Поэтому совпадение кинетики выведения  $^{137}\text{Cs}$  идотейми, накопившими предварительно Cs до различных уровней, показало, что параметры  $p_1$  и  $p_2$  не зависят от изменения концентрации Cs в идотях.

Зависимость показателей скорости обмена  $p_1$  и  $p_2$  от вида пищи изучали на идотях юго-западной Атлантики [47]. В этих опытах пищей идотям служили зоопланктонные организмы зукалянусы, понтеллиды и зуфаузииды, меченные  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{54}\text{Mn}$ . Идотей кормили указанными видами пищи, измеряли в них концентрацию радионуклидов и помещали в аквариумы с морской водой без  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{54}\text{Mn}$ , после чего периодически при-

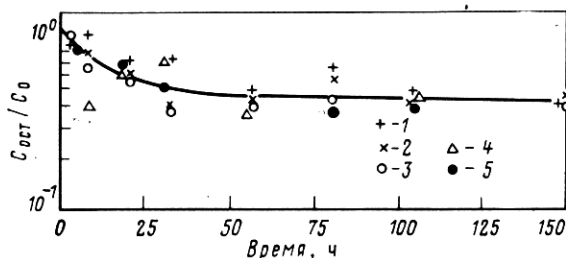


Рис. 4.6. Выведение  $^{54}\text{Mn}$  при кормлении радиоактивными эукалянусами идолей различной массы, мг [47]:

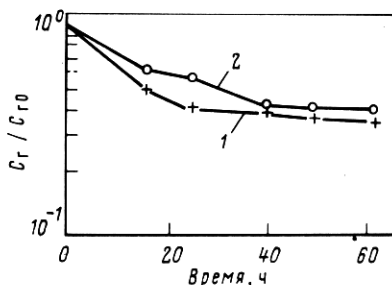
1 – 32; 2 – 52; 3 – 65; 4 – 85; 5 – 116

жизненно измеряли эти радионуклиды в животных, которых для измерения переносили в бюксы с 1–2 мл воды. После радиометрии животных вновь возвращали в аквариумы. Результаты экспериментов показали, что выраженная в относительных единицах кинетика выведения  $^{65}\text{Zn}$  (рис. 4.5) и  $^{54}\text{Mn}$  (рис. 4.6) не зависит как от вида пищи, так и от размеров животных. Эти данные означали, что  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{54}\text{Mn}$ , усвоенные из разных видов пищи, обмениваются гидробионтами с одинаковыми для каждого из микроэлементов показателями скорости метаболических реакций.

Степень усвоения химических веществ из пищи  $q$  как функцию от  $C_p$  изучали в экспериментах с  $^{137}\text{Cs}$  и идолями. Пищей идолям служила черноморская ульва, меченная  $^{137}\text{Cs}$ . Водоросли накапливали  $^{137}\text{Cs}$  в двух аквариумах. В первом из них концентрация  $\text{Cs}$  в морской воде составляла около  $0,4 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ , а во втором —  $50 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ . После недельной выдержки коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  *Ulva rigida* из разных аквариумов достоверно не различались. Это говорило о том, что концентрация  $\text{Cs}$  в ульве из первого и второго аквариумов стала различаться в таком же соотношении, в каком различалась концентрация  $\text{Cs}$  в воде этих же аквариумов, т.е. примерно на два порядка. После накопления  $^{137}\text{Cs}$  водоросли были помещены в аквариумы с чистой морской водой. В эти же аквариумы были на 3 часа помещены две различные группы идолей со средней массой особи 32,6 мг. Предварительно голодавшие идолей за время трехчасового питания получили в первом аквариуме рацион, в среднем равный 17,67, а во втором — 17,90% массы тела животных. За это время они минимум по одному разу выбросили фекальные комки. Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в ульве за время кормления животных достоверно не изменилась, а идолей получили в первом аквариуме 22,7 и во втором — 22,9% радионуклида из пищи (принимая всю активность за 100%).

В течение трехчасового питания некоторое количество  $^{137}\text{Cs}$  из ульвы в качестве пищевых отходов возвращалось в воду. Одновременно с процессом ассимиляции  $^{137}\text{Cs}$  идолями из пищи шел процесс его выведения через поверхностные покровы тела животных и с фекалиями. Выше было показано, что потеря радионуклидов микроэлементов с пищевыми от-

Рис. 4.7. Кинетика выведения  $^{65}\text{Zn}$  *Calanus gracilis* в аквариуме с профильтрованной морской водой (1) и в среде с одноклеточными водорослями *Gymnodinium lanskaya* (2)



ходами идотей при разной интенсивности питания в среднем была одинаковой. Кинетика выведения  $^{137}\text{Cs}$  не зависела от концентрации Cs в животных (рис. 4.4). В связи с этим факт близкого совпадения величин усвоенной активности  $^{137}\text{Cs}$  позволил заключить, что идотеи усвоили равное в процентном отношении количество Cs из пищи. Следовательно, при изменении концентрации Cs в пище на два порядка относительная эффективность его алиментарного поглощения была постоянной, т.е.  $q$  не зависело от  $C_{\text{п}}$ .

Исследование зависимости между интенсивностью питания животных и показателями скорости обмена ассимилированных из пищи химических веществ авторы выполнили на атлантических планктонных ракообразных.

Зоопланктонные организмы *Scolecithrix danae* (массой по 0,75 мг) после 25 ч питания мечеными  $^{65}\text{Zn}$  одноклеточными водорослями перидиниум были распределены в две одинаковые по численности группы. Одна из них была помещена в аквариум с чистой морской водой, а другая — в аквариум с немеченым  $^{65}\text{Zn}$  фитопланктоном. Через 41 ч выдержки у животных первого аквариума осталось 82, а у животных второго — 94% всего количества радионуклида, однако статистически достоверного различия между оценками получено не было.

В аналогичном опыте с мечеными  $^{65}\text{Zn}$  одноклеточными водорослями перидиниум и зоопланктерами *Undinula vulgaris* после 60 ч пребывания в аквариуме с чистой морской водой в ундиноулах, обитающих в аквариуме с радиоактивным кормом, оказалось 55% радионуклида первоначального количества, а в аквариуме с немеченым фитопланктоном — 53% радионуклида.

Кинетика выведения  $^{65}\text{Zn}$ , предварительно поглощенного зоопланктерами *Calanus gracilis* при питании их мечеными  $^{65}\text{Zn}$  фитопланктонными водорослями *Gymnodinium lanskaya*, показана на рис. 4.7; выведение  $^{65}\text{Zn}$  калянусами в аквариуме с морской водой без корма было несколько большим, чем в аквариуме с пищей. Достоверного различия степени выведения  $^{65}\text{Zn}$  питающимися и голодающими калянусами, как и в опыте со сколецитриксом, обнаружено не было.

В целом, результаты экспериментов со сколецитриксом, ундинолой и калянусом показали, что у питающихся и голодающих животных нет до-

стоверного различия в кинетике выведения  $^{65}\text{Zn}$ . Это свидетельствует о том, что показатели скорости обмена ассимилированных из пищи металлов — потенциальных загрязнителей морской среды, не зависят от интенсивности питания зоопланктеров.

Таким образом, в исследованиях поглощения и обмена зоопланктоном  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , поступивших с пищей, содержащей радионуклиды с микроконцентрацией и с концентрацией, превышающими природные на 2–3 порядка, установлены следующие закономерности. Относительная эффективность (усвояемость) алиментарного поглощения металлов — химических загрязнителей среды  $q$  консументами не зависит от концентрации этих металлов в пище. Для каждого из загрязнителей показатели скоростей метаболических реакций обмена химических веществ  $p_1$  и  $p_2$  сохраняют постоянство при разной интенсивности питания консументов и не зависят от концентрации загрязнителей в гидробионтах и вида корма.

Полученные закономерности хорошо объяснимы при их сопоставлении с общей усвояемостью корма консументами. По мнению Т.С. Петипа [72]: "Влияние вида корма на усвояемость резко зависит от величины рациона . . . Качество корма при этом сказывается меньше, чем величина рациона . . . При очень низких рационах усвояемость обычно наиболее высока". В целом усвояемость колеблется от 1,4 до 98 %. Петипа объяснила эту закономерность зольностью пищи: "Чем больше золы и меньше органического вещества содержит пищевой объект, тем в меньшем количестве он усваивается и, следовательно, в среднем общая усвояемость падает" [72].

В экспериментах с алиментарным поглощением  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{137}\text{Cs}$  концентрация микроэлементов в пище хотя и изменялась на два порядка, но это не могло заметно изменить зольность корма вследствие относительно низких общих уровней содержания в нем загрязнителей. Итак, зольность не менялась, не изменялась и интенсивность метаболизма, имелись все условия для проявления закономерностей, в которых параметры поглощения и обмена не зависели от изменения изученных биотических и абиотических факторов среды.

Отсюда следуют два вывода. Первый из них позволяет принять гипотезу, что камерные математические модели вида (4.3) и (4.6) могут использоваться для описания кинетики алиментарного поглощения и обмена консументами как радионуклидов, так и их стабильных химических аналогов при изменяющихся значениях биотических и абиотических факторов среды. В качестве второго вывода можно заключить, что, так как в уравнениях (4.3) и (4.6) величины  $q$  и  $p_1$ ,  $p_2$  не зависят от  $R$ ,  $C_n$  и  $C_T$ , при описании кинетики обмена химических загрязнителей гидробионтами параметры моделей могут быть получены по результатам опытов с радионуклидными загрязнителями.

ОБОБЩЕННАЯ МОДЕЛЬ ОТКРЫТОЙ СИСТЕМЫ

5.1. Совместное парентеральное и алиментарное поглощение веществ гидробионтами

До сих пор закономерности поглощения химических и радиоактивных веществ гидробионтами непосредственно из водной среды и из пищи рассматривались отдельно. Если для продуцентов поглощение через их внешние покровы является единственным путем поступления веществ, то консументы потребляют вещества также и из пищи. Редуценты могут поглощать химические элементы через клеточные мембраны из воды, а также при минерализации органических веществ и химических соединений.

В гл. 3 показано, что при парентеральном поглощении веществ кинетика процессов их взаимодействия с гидробионтами может интерпретироваться как результат взаимодействия радиоактивных и химических веществ с обменными фондами гидробионта. Закономерность поступления вещества в фонды в общем случае описывается уравнением Михаэлиса—Ментен, а выведение определяется метаболическими реакциями первого порядка. При пищевом поглощении (см. гл. 4) скорость поступления веществ в обменные фонды гидробионта пропорциональна удельной их концентрации в пище, рациону и эффективности усвоения вещества из пищи. Выведение вещества из обменных фондов, как и в случае парентерального пути поступления, определяется показателями скорости метаболических реакций первого порядка.

Так как процессы парентерального и алиментарного путей поглощения химических веществ протекают одновременно, то в любой момент времени справедливо равенство  $C_{\Gamma} = C_{\text{пр}} + C_{\text{ал}}$ , где  $C_{\Gamma}$  — концентрация вещества в гидробионте, установившаяся в результате его поглощения из водной среды  $C_{\text{пр}}$  и из пищи  $C_{\text{ал}}$ . Применительно к однокамерным моделям, отражающим процессы концентрирования вещества одним обменным фондом, можно записать:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{v_m C_{\text{в}}}{K_m + C_{\text{в}}} + C_{\Pi} Rq - C_{\text{пр}} p_{\text{пр}} - C_{\text{ал}} p_{\text{ал}}, \quad (5.1)$$

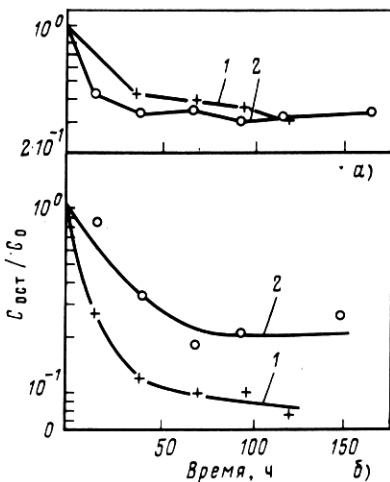
где  $p_{\text{пр}}$  и  $p_{\text{ал}}$  — показатели скорости обмена вещества, поступившего соответственно из водной среды и с пищей.

При независимости параметров  $p$  с индексами и  $q$  уравнения (5.1) от  $C_{\text{в}}$  и  $C_{\Pi}$  оно применимо для описания кинетики обмена гидробионтом как радиоактивных веществ, так и их стабильных аналогов. Применительно к условиям опытов, предназначенных для изучения интенсивности выведения веществ из гидробионтов методом меченых атомов, при  $C_{\text{в}}(0) = 0$ ;  $C_{\Pi}(0) = C_{\Pi 0}$  и  $C_{\text{пр}}(0) = C_{\text{про}}$ ;  $C_{\text{ал}}(0) = C_{\text{ало}}$  решение уравнения (5.1) имеет вид

$$C_{\Gamma}(t) = C_{\text{про}} e^{-p_{\text{пр}} t} + C_{\text{ало}} e^{-p_{\text{ал}} t}. \quad (5.2)$$

Из этого соотношения видно, что при  $p_{пр} = p_{ал}$  кинетика процесса выведения описывается одной экспонентой. Отсюда следует, что в тех случаях, когда вещество, поступившее из водной среды и из пищи, обменивается одинаково, то кинетика выведения его радиоактивной метки, поступившей в гидробионт парентерально и алиментарно, должна совпадать. Если вещество входит в несколько обменных фондов гидробионта, то данные по выведению, отложенные на графике с логарифмическим масштабом по оси ординат, будут иметь не прямолинейные, а криволинейные зависимости. Если при парентеральном и алиментарном путях поступления показатели скорости обмена вещества фондами гидробионта равны, то зависимости, отражающие кинетику выведения радионуклидов из обменных фондов, могут как совпадать, так и различаться между собой. Совпадение кривых будет при идентичных начальных условиях относительной заполненности фондов соответственно в момент перевода животных на нерадиоактивный корм и в среду без радиоактивной метки вещества.

При различающихся начальных условиях относительной заполненности обменных фондов кинетика выведения радионуклидов, поступивших из пищи и из водной среды, не будет совпадать. Если кривые, отражающие кинетику выведения в конечной фазе опыта, имеют параллельные прямолинейные участки, то это свидетельствует о том, что  $p_{пр}$  и  $p_{ал}$  для медленно обменивающихся фондов совпадают. Если параллельность линейных участков кривых выведения радионуклида на графике устанавливается в совпадающие моменты времени, то в качестве приближенной оценки можно принять гипотезу о том, что  $p_{пр} = p_{ал}$  и для быстро обменивающихся фондов. Более точное сравнение показателей скорости обмена фондов требует графического вычленения экспоненциальных членов из кривых, отражающих кинетику выведения радионуклидов при парентеральном и алиментарном путях их поступления в гидробионт.



Наблюдения показали, что кинетика выведения радионуклидов, поступивших в гидробионт из пищи и из водной среды, может как совпадать, так и различаться. Отмечено, что кинетика выведения зоопланктонными организмами *Eucalanus elongatus*  $^{65}\text{Zn}$ , поступившего алиментарно и

Рис. 5.1. Выведение  $^{65}\text{Zn}$  (а) и  $^{54}\text{Mn}$  (б) *Eucalanus elongatus*, накопленных из воды (2) и полученных с пищей (1) [47]:

$C_{ост}/C_0$  — отношение концентрации радионуклида в животных в текущий момент времени к начальному

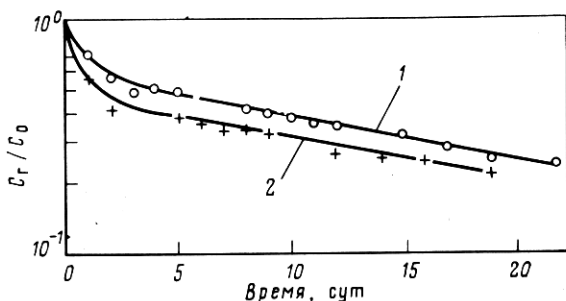


Рис. 5.2. Кинетика выведения  $^{65}\text{Zn}$  морскими тараканами *Idotea baltica* после поглощения его из пищи (1) и из воды (2). Период предварительного поглощения  $^{65}\text{Zn}$  из пищи составил 10 сут, а из воды 3 сут [49]:

парентерально, практически совпадает (рис. 5.1, а), а кинетика выведения  $^{54}\text{Mn}$  этими организмами различаются (рис. 5.1, б) [47]. Эуфаузииды выводят  $^{65}\text{Zn}$ , поступивший из пищи и воды, одинаково. Аналогичная закономерность отмечена и в отношении выведения  $^{65}\text{Zn}$  морскими тараканами (рис. 5.2) [49].

Есть основания полагать, что отличия в кинетике выведения определяются различием физико-химических форм, меченных радионуклидами соединений. Установлено, что  $^{60}\text{Co}$ , накопленный гидробионтами из водной среды, выводится с большей интенсивностью, чем  $^{58}\text{Co}$ , ассимилированный в виде кобаламина из пищи [155].

Различия кинетики обмена гидробионтами разных физико-химических форм элементов, очевидно, вполне естественны. Одни и те же элементы могут быть составной частью веществ различной биологической значимости — как лимитирующего продукцию химического субстрата, так и высокотоксичного загрязнителя среды. Воздействие таких веществ на гидробионты и их метаболизм может в корне отличаться.

В наше дальнейшее рассмотрение будут входить только случаи, когда химические элементы и различные их формы и химические соединения, в которые они входят, включаются в метаболизм гидробионтами одинаково. При этом гидробионт "не отличает" вещества, поступившие с пищей и непосредственно из водной среды, и обменивает их с одинаковыми показателями скорости обмена,  $p_{\text{пр}} = p_{\text{ал}} = p$ . В этом случае из (5.1) следует:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_B}{K_m + C_B} + C_{\Pi} Rq - C_{\Gamma} p. \quad (5.3)$$

Если гидробионт растет и накапливает вещество как в обменных, так и в необменном фондах, то в общем случае можно записать:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_B}{K_m + C_B} + C_B r_{\text{нб}} (P/B_{\Gamma}) + C_{\Pi} Rq - \sum_{i=1}^n C_i p_i - C_{\Gamma} (P/B_{\Gamma}), \quad (5.4)$$



где  $C_i$  — концентрация вещества в  $i$ -м обменном фонде гидробионта:

$$\sum_{i=1}^n C_i = C_T; \quad P/B_T - \text{удельная продукция гидробионта; } p_i - \text{константы}$$

скорости обмена фондов;  $r_{нб}$  — показатель скорости поступления субстрата в необменный фонд. Первый член правой части выражения (5.4) описывает парентеральное поступление вещества в обменные фонды согласно уравнению Михаэлиса—Ментен, второй член отражает заполнение необменных фондов в процессе роста, а третий — поступление вещества с пищей. Четвертый член описывает кинетику выведения химических веществ из обменных фондов гидробионта, а пятый — отражает динамическое состояние относительной незаполненности обменных фондов, возникающее в процессе роста гидробионта.

Таким образом, при одновременном поглощении идентичных форм химических элементов или их радионуклидов из пищи и непосредственно из водной среды кинетические закономерности обмена этих элементов гидробионтом можно интерпретировать как результат взаимодействия вещества, содержащегося в воде и пище, с обменными и необменными фондами гидробионта. Парентеральное поглощение вещества осуществляется в соответствии с уравнением Михаэлиса—Ментен, а алиментарное — пропорционально рациону, концентрации вещества в пище и эффективности его усвоения из корма. Выведение вещества из обменных фондов осуществляется в соответствии со скоростью метаболических реакций первого порядка.

## 5.2. Массообмен в открытых системах

При описании кинетики взаимодействия химических элементов и их радионуклидов с гидробионтами в реальных условиях функционирования морских экосистем необходимо учитывать также и массоперенос веществ, а также миграцию гидробионтов между акваториями или слоями вод в пространственно-временных масштабах протекания процессов, отражаемых на математических моделях.

В открытых системах вещество в морской среде — гидробионт количество вещества в гидробионтах анализируемого слоя воды может изменяться не только в результате взаимодействия с химическими или радиоактивными компонентами среды, но и в результате элиминации части его биомассы из слоя воды и поступления в него гидробионтов из смежных водных масс. При учете только процессов миграции гидробионтов в заданный объем воды и элиминации части их биомассы из этого объема балансовое равенство содержания вещества в гидробионтах имеет вид

$$\frac{dA_T}{dt} = p_m A_m - p_{эл} A_T, \quad (5.5)$$

где  $A_T$  и  $A_m$  — содержание вещества в гидробионте из анализируемого объема воды и в биомассе гидробионта, поступающей за счет миграции;

$p_m$  и  $p_{эл}$  — соответственно показатели скорости биомиграции и элиминации. Подставим в выражение (5.5) вместо  $A_\Gamma$  и  $A_m$  их значения  $A_\Gamma = B_\Gamma C_\Gamma$  и  $A_m = B_m C_m$ , где  $B_\Gamma$ ,  $C_\Gamma$  и  $B_m$ ,  $C_m$  — соответственно биомассы и концентрации вещества, находящегося в заданном объеме воды и в слое, из которого мигрируют гидробионты. Продифференцировав левую часть выражения (5.5) по переменным  $B_\Gamma$  и  $C_\Gamma$ , получим

$$\frac{dC_\Gamma}{dt} = \frac{B_m}{B_\Gamma} C_m p_m - C_\Gamma p_{эл} - \frac{C_\Gamma}{B_\Gamma} \cdot \frac{dB_\Gamma}{dt}. \quad (5.6)$$

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

$$\frac{dB_\Gamma}{dt} = B_m p_m - B_\Gamma p_{эл}. \quad (5.7)$$

Подставив значение  $dB_\Gamma/dt$  из (5.7) в выражение (5.6), получим

$$\frac{dC_\Gamma}{dt} = \frac{B_m}{B_\Gamma} p_m (C_m - C_\Gamma). \quad (5.8)$$

Таким образом, изменение концентрации биогенного субстрата или химического загрязнителя в гидробионтах открытых систем за счет биомиграции и элиминации определяется относительной скоростью массообмена и разностью концентраций вещества в гидробионтах — мигрирующих и находящихся в заданном объеме воды. Из соотношения (5.8) видно, что концентрация химического или радиоактивного вещества в гидробионтах заданного объема воды от скорости элиминации биомассы не зависит.

По аналогии с (5.5) нетрудно заметить, что если имеется водообмен анализируемого объема воды с внешней средой, то балансовое равенство содержания вещества в воде слоя можно записать в следующем виде:

$$\frac{dA_B}{dt} = \Delta A_{Bm} - A_B p_B, \quad (5.9)$$

где  $A_B$  — содержание вещества в анализируемом объеме воды;  $\Delta A_{Bm}$  — скорость поступления вещества в результате водообмена;  $p_B$  — показатель скорости водообмена. В выражении (5.9)  $\Delta A_{Bm} = C_{Bm} \Delta m_B$  и  $A_B = C_B m_B$ , где  $C_B$  — концентрация вещества в воде анализируемого объема массой  $m_B$ ;  $C_{Bm}$  — концентрация вещества в воде массой  $\Delta m_B$ , поступающей в анализируемый слой в результате водообмена. Подставив значения  $\Delta A_{Bm}$  и  $A_B$  в выражение (5.9) и учитывая то обстоятельство, что  $m_B = \text{const}$ , получим

$$\frac{dC_B}{dt} = \frac{\Delta m_B}{m_B} C_{Bm} - p_B C_B. \quad (5.10)$$

В выражении (5.10) отношение  $\Delta m_B/m_B$  численно равно показателю скорости водообмена  $p_B$  заданного объема воды со смежными акваториями. Поэтому окончательно получим

$$\frac{dC_B}{dt} = p_B (C_{Bm} - C_B). \quad (5.11)$$

Из формул (5.8) и (5.11) видно, что соотношения, отражающие изменение концентрации вещества в гидробионтах и воде в результате миграции и водообмена, аналогичны. Из них следует, что скорость изменения концентрации химического элемента или его радионуклида в компонентах экосистем в результате миграции и водообмена определяется показателем скорости массопереноса и разностью концентраций элемента в компонентах. В зависимости от знака разности в выражениях (5.8) и (5.11) массоперенос может как повышать, так и снижать концентрацию вещества в компонентах экосистемы.

### 5.3. Балансовые равенства обобщенной модели

В природных условиях осуществляется совместное воздействие биотических и абиотических факторов 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 объема вод, обеспечиваемый переносом и миграцией гидробионтов и водообменом со смежными акваториями. Для описания кинетики взаимодействия химических компонентов среды с живым веществом в природных водах необходимо использовать балансовые равенства, соответствующие открытым системам: радиоактивное или химическое вещество в морской среде — гидробионт.

С учетом (5.4) и (5.8) уравнение, отражающее кинетику концентрирования и обмена химического компонента морской среды гидробионтами, имеет вид

$$\begin{aligned} \frac{dC_\Gamma}{dt} = & \frac{V_m C_B}{K_m + C_B} + C_B r_{нб} (P/B_\Gamma) + C_\Pi Rq + \frac{B_m}{B_\Gamma} p_m (C_m - C_\Gamma) - \\ & - \sum_{i=1}^n C_i p_i - C_\Gamma (P/B_\Gamma). \end{aligned} \quad (5.12)$$

Первый член правой части выражения (5.12) отражает поступление вещества в обменные фонды гидробионта непосредственно из водной среды, второй — определяет его поступление в необменные фонды гидробионта только в процессе роста. Третий член правой части описывает пищевое поглощение вещества, а четвертый — 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 счет возникновения новых обменных фондов.

Изменение концентрации вещества в водной среде в результате взаимодействия с гидробионтом с учетом уравнения (5.11) по отношению к открытой системе — химический элемент или его радионуклид в морской среде — описывается выражением

$$\frac{dC_B}{dt} = \frac{B_{\Gamma}}{m_B} \left[ \sum_{i=1}^n C_i p_i - C_B \left( \frac{V_m}{K_m + C_B} + r_{\text{нб}} \frac{P}{B_{\Gamma}} \right) \right] + p_B (C_{Bm} - C_B) + \Delta C, \quad (5.13)$$

где  $B_{\Gamma}$  — биомасса гидробионта в анализируемом объеме воды массой  $m_B$ ;  $p_B$  — показатель скорости водообмена рассматриваемого объема воды со смежными акваториями;  $C_{Bm}$  — концентрация вещества в воде смежных акваторий;  $\Delta C$  — скорость поступления вещества из внешней среды.

Первый член правой части уравнения (5.13) 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 — отражает изменение концентрации вещества в результате водообмена акватории, а четвертый характеризует поступление из внешних источников, например, антропогенного происхождения.

Выше, в однофакторных экспериментах, была показана адекватность соотношений, отражающих кинетические характеристики воздействия каждого из указанных механизмов поступления и выведения веществ гидробионтами. Она была доказана сравнением результатов моделирования и наблюдений, в которых параметры моделей определяли по данным опытов, в основном независимых от тех, которые использовались для установления адекватности моделей. Поэтому можно заключить, что уравнения (5.12) и (5.13) реализуют эмпирическую модель, отражающую кинетику обмена химического элемента или его радионуклида с учетом 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.

В дальнейшем соотношения (5.12) и (5.13) будут именоваться обобщенными уравнениями, реализующими эмпирическую модель, предназначенную для отражения кинетических закономерностей функционирования открытой системы химическое или радиоактивное вещество в морской среде — гидробионт.

#### 5.4. Область применения обобщенной модели и биологическая интерпретация параметров

Как уже указывалось, при решении динамических задач хемотрологии методами теории "сложных" геосистем эмпирические блоки полумпирических моделей должны отражать кинетические закономерности взаимодействия гидробионтов с загрязнителями 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 априори обычно не удается [12]. Сложившаяся практика решения динамических задач — двух-этапное его определение. На первом этапе при постановке задачи априори устанавливается набор переменных, определяющих взаимодействие факторов. На втором этапе — при изучении динамических характеристик модели и проверке ее адекватности определяется значимость переменных. При этом часто возникает как возможность исключения из рассмотрения некоторого количества переменных из-за их малой значимости, так и необходимость учета новых факторов. В связи с этим может потребоваться не только учет новых параметров, но и детализация характеристик воздействия уже входивших в рассмотрение факторов.

Указанные особенности системного подхода к изучению динамики взаимодействия химических веществ с живым веществом морской среды требуют, чтобы переменные эмпирических моделей, отражающие воздействия различных факторов, были независимы и структура моделей допускала модификацию и ее развитие за счет детализации рассмотрения характеристик воздействующих факторов и учета новых.

В обобщенной эмпирической модели вида (5.12) и (5.13) кинетика процессов обмена интерпретирована как результат поглощения и выведения веществ обменными фондами гидробионта. Базой для такой интерпретации явилась теория камерных моделей [175], а эмпирической основой для определения ее структуры и обменных параметров служила экспоненциальная аппроксимация кинетических характеристик накопления и выведения химических элементов и их радионуклидов гидробионтами. В данной модели также 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. Однако методы интерпретации наблюдений, определяющие структуру модели, не дают оснований для отождествления камер, а следовательно, и обменных и необменного фондов, с какими-либо территориально разделенными органами или тканями животных.

Следует отметить, что балансовые равенства (5.12) и (5.13), заданные набором параметров, могут применяться как по отношению к химическим элементам, так и к их радионуклидам. Это обусловлено тем, что кро-

ме  $^3\text{H}$ , изотопный эффект не оказывает существенного влияния на кинетические характеристики обмена химических элементов гидробионтами.

В гл. 3 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 [10] методом лагранжевых меток исследовал взаимодействие облаков в метеорологии, а также кинетику обмена радионуклидов гидробионтами. Он получил уравнения изотопного обмена [11], решения которых при одинаковых начальных условиях совпадают с решениями уравнений, реализующих камерные модели. Следовательно, процессы перемещения частиц с неотличными в данной системе физико-химическими свойствами описываются математическими моделями, параметры которых отражают метаболические реакции первого порядка. Указанные исследования исключают основания связывать параметры модели с каким-либо 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 всем 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 первый член правой части соотношений

(5.12) можно заменить с учетом (2.17) на  $\sum_n B_i p_i$ , где  $B_i$  — коэффициент накопления вещества  $i$ -м обменным фондом гидробионта. В этом случае при  $r_{нб} = 0$  решение уравнения (5.12) по отношению к продуцентам удобно анализировать в виде зависимости изменения коэффициента накопления вещества гидробионтом  $K(t)$  во времени. При этом нет необходимости определять  $C_B$  из наблюдений, так как  $K(t)$  от  $C_B$  не зависит. Когда задача решается по отношению к радиоактивному загрязнителю среды в условиях значительного изменения концентрации его стабильного аналога в воде, то уравнения (5.12) и (5.13) необходимо решать одновременно как для радионуклида, так и для изотопного носителя. Это связано с тем, что при одинаковых значениях параметров начальные условия уравнений (5.12) и (5.13), рассматриваемых применительно к химическому элементу и его радионуклиду, могут не совпадать. При несовпадении наборов начальных условий могут наблюдаться ситуации, когда одновременно с накоплением гидробионтом радионуклида может наблюдаться выведение из него соответствующего стабильного нуклида.

Когда в морской среде вместе с анализируемым элементом присутствует и элемент — его химический аналог, в уравнениях (5.12) и (5.13) вместо  $C_B$  необходимо согласно выражению (3.30) учитывать сумму  $C_B + a_x C_a$ .

Если в результате метаболизма вещество выводится из гидробионта в различающихся от начальных физико-химических формах, то в уравнениях вида (5.12) и (5.13) необходимо использовать параметры  $p_i$ , учитывающие биотрансформацию вещества.

В качестве гидробионта в обобщенной 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 (5.12) и (5.13), то влияние отдельных процессов поглощения или выведения может быть исключено за счет присвоения нулевых значений соответствующим параметрам этих уравнений. Остальные параметры модели могут задаваться ненулевыми константами или функциями.

Когда по условиям задачи параметры не усреднены по отношению ко всем возрастным группам животных, параметры модели  $B_i$ , а следовательно, и  $V_m$ , определяются степенной функцией (3.2) от размерных характеристик гидробионтов. В этом случае по отношению к консументам необходимо также учитывать и зависимость рациона  $R$  от размерно-массовых характеристик животных. Если в системе загрязнитель в морской среде — гидробионт удельная биомасса животных может изменяться в значительных пределах, то параметры модели  $B_i$  и  $V_m$  задаются в виде степенной функции от плотности популяции гидробионтов.

В уравнениях (5.12) показатели скорости обмена  $p_i$  не зависят от плотности популяции и от  $C_b$ . В гл. 3 показано, что по отношению к узкому диапазону размеров особей гидробионта значения  $p_i$  также могут быть приняты постоянными. Если масса особей изменяется на несколько порядков величин, то параметры  $p_i$  должны задаваться степенной функцией от размерных характеристик гидробионтов [123]. Параметры  $p_i$  могут также зависеть от температуры (рис. 4.2).

Закономерности, описанные выше, свидетельствуют о том, что скорость поглощения химических или радиоактивных веществ гидробионтами в общем случае определяется концентрацией вещества и его химических аналогов в среде, размерно-массовыми характеристиками и плотностью популяции гидробионтов, а также условиями их питания и роста. Скорость выведения вещества зависит от уровня его накопления в обменных фондах гидробионта и от его метаболической активности в отношении данного вещества. В диапазоне микроконцентраций вещества в среде процессы его поглощения идут в соответствии со скоростями метаболических реакций первого порядка. В области макроконцентраций порядок метаболических реакций поглощения вещества изменяется на нулевой. Выведение из гидробионта не зависит от содержания вещества в среде и во всем диапазоне изменения его концентраций идет в соответствии со скоростью метаболических реакций первого порядка. Следует отметить, что данные закономерности распространяются на взаимодействие гидробионтов с химическими веществами разной биологической значимости — от

лимитирующих субстратов до химических токсикантов. Однако при использовании уравнений (5.12) и (5.13) для решения производственных задач, по-видимому, следует ожидать, что параметры модели  $r_{нб}$ ,  $p_i$  и  $q$  будут в определенной степени зависеть от физиологического состояния животных, рациона и энергетического эквивалента пищи. Заметим также, что обобщенная эмпирическая модель предназначена в основном для экологических исследований, и ее параметры отражают кинетические закономерности взаимодействия химических веществ морской среды с гидробионтами в мезомасштабе времени.

Параметры обобщенной эмпирической модели независимы, и структура модели допускает ее модификацию и развитие за счет детализации рассмотрения характеристик взаимодействия и учета новых факторов. Поэтому уравнения (5.12) и (5.13) удовлетворяют требованиям, предъявляемым к эмпирическим моделям, исследуемым при системном подходе в решении задач прогнозирования и оценке самоочищающей способности морской среды. При этом на моделях с эмпирическими блоками, реализованными уравнениями (5.12) и (5.13), возможны исследования как динамических, так и стационарных состояний систем.

Изучение динамических состояний позволяет получить характеристики устойчивости систем, колебательности и стационарности. На данном этапе исследования устанавливается значимость отдельных механизмов взаимодействий и могут решаться задачи прогноза. Если стационарные состояния системы определяются однозначно относительно ее параметров и начальных условий, то на моделях возможно получение соотношений, применимых для оценки производственных характеристик экосистем, а также санитарно-гигиенического нормирования химического и радиоактивного загрязнения среды и гидробионтов. Из условий стационарности можно получить формулы для определения связи факторов химической конкуренции и лимитирования биогенными субстратами с биологической продуктивностью экосистем. Анализ стационарных состояний модели позволяет также получить выражения для оценки допустимой антропогенной нагрузки на экосистемы и определения роли отдельных механизмов взаимодействий в процессе самоочищения морской среды от радиоактивных и химических загрязнений.

## ГЛАВА 6

### ДИНАМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ СИСТЕМЫ ЗАГРЯЗНИТЕЛЬ В МОРСКОЙ СРЕДЕ – ГИДРОБИОНТ

#### 6.1. Перенос загрязнителей через термоклин в результате циркадных ритмов зоопланктона

Влияние морских организмов на вертикальный транспорт радиоактивных и химических веществ в океане определяется многими факторами. В первую очередь оно зависит от обменной способности загрязнителей



морскими организмами и продуктами их жизнедеятельности, от удельной биомассы организмов и интенсивности их перемещения в морской среде. Интенсивность биологического переноса зависит также от вертикального распределения загрязнителя в среде.

**Вертикальный транспорт радиоактивных и химических веществ между поверхностными водами и дном** в результате воздействия физических процессов лимитируется наличием на глубинах от 10 до 150 м слоя термоклина. Выше и ниже этого слоя перемешивание вод обусловлено турбулентной диффузией, характеризующейся коэффициентом вертикальной диффузии  $A_z = 10^1 - 10^2 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ . На нижней границе слоя скачка плотности диффузия снижается до уровня молекулярной  $A_z = 10^{-2} - 10^{-1} \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$  [65]. При загрязнении морской среды из воздушного бассейна вертикальные профили распределения радиоактивных и химических веществ обычно экспоненциальны [65].

Многие виды зоопланктона мигрируют вертикально дважды в сутки в результате циркадных ритмов [21, 39]. Ночью зоопланктон поднимается к поверхности, а днем опускается ниже слоя термоклина. В поверхностных водах он накапливает загрязнители среды, а под термоклином выводит, таким образом, зоопланктон функционирует как "биологический насос" [74], перенося загрязнения из слоев с повышенным их содержанием в слои с меньшей их концентрацией.

Биоциркуляционный вертикальный перенос радиоактивных и химических веществ в океане вызвал значительный интерес исследователей. Кетчум и Боуэн [145] в 1958 г. предложили оценивать скорость вертикального переноса радионуклидов мигрирующим зоопланктоном по формуле

$$v_B = K_c M_T (C_B a_B - C_t a_t) \frac{d_m}{t_m}, \quad (6.1)$$

где  $K_c$  — статический, или предельный, коэффициент накопления радионуклида гидробионтом;  $M_T$  — удельная биомасса гидробионта;  $C_B$  и  $C_t$  — концентрация радионуклида соответственно на нижнем и верхнем отрезках градиентного слоя воды;  $a_B$  и  $a_t$  — удельные активности нуклида на этих двух уровнях;  $d_m$  — расстояние, на которое мигрируют организмы;  $t_m$  — время миграции. Формула (6.1) выведена при допущении, что длительность пребывания зоопланктеров в каждом градиентном слое такая, что за это время устанавливается стационарная по отношению к  $C_B$  и  $C_t$  концентрация загрязнителя в гидробионте и коэффициент накопления им радионуклида становится равным по значению  $K_c$ .

Такой путь вертикального переноса характерен только для радионуклидов, быстро достигающих равновесного режима накопления в гидробионтах, обитающих в радиоактивном слое и легко выводящихся в слои с пониженным уровнем радиоактивности [74, 151, 176]. При нарушении этих условий использование метода может дать значительные погрешности.

А.А. Бачурин с соавторами [98] использовал уравнение динамики изотопного обмена (2.5), полученное методом черного ящика, для учета ки-

нетики поглощения и выведения радионуклида гидробионтом в верхнем и нижнем градиентном слоях. В этой работе время миграции зоопланктона между градиентными слоями принято пренебрежимо малым.

Биоциркуляционный перенос радионуклидов с учетом взаимодействия зоопланктона со всеми слоями вод в процессе миграции изучали на камерных моделях вида (2.9) [28]. В этой модели, программно реализованной на ЭВМ, приняты допущения, что столб воды по глубине разделен на слои, в общем случае, разной толщины. В каждом слое концентрация радионуклида постоянна, а от слоя к слою изменяется скачком. В столбе воды под выбранной поверхностью обитает мигрирующая вертикально популяция зоопланктонных организмов. Перенос радионуклида между слоями обусловлен только миграцией популяции.

Изменение концентрации загрязнителя в зоопланктоне и в воде в пределах рассматриваемого слоя определялось численным интегрированием дифференциальных уравнений:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{\Gamma}}{dt} &= C_{\text{в}} \sum_{i=1}^2 B_i p_i - \sum_{i=1}^2 C_i p_i; \\ \frac{dC_{\text{в}}}{dt} &= \frac{B_{\Gamma}}{m_{\text{в}}} \left( \sum_{i=1}^2 C_i p_i - C_{\text{в}} \sum_{i=1}^2 B_i p_i \right), \end{aligned} \quad (6.2)$$

где  $C_{\Gamma}$  и  $C_{\text{в}}$  — концентрация загрязнителя в гидробионтах и в воде данного слоя;  $B_1, B_2$  и  $p_1, p_2$  — соответственно относительные объемы и показатели скоростей обмена фондов загрязнителя в гидробионте ( $B_1 + B_2 = K_{\Gamma}$ );  $C_1$  и  $C_2$  — концентрация загрязнителя в обменных фондах гидробионта ( $C_1 + C_2 = C_{\Gamma}$ );  $B_{\Gamma}/m_{\text{в}}$  — удельная биомасса гидробионта в анализируемом слое. Интегрирование уравнений (6.2) велось в пределах промежутка времени  $\Delta t$  пребывания зоопланктона в данном слое при начальных условиях  $C_{\text{в}}(0) = C_{\text{в}0}$  и  $C_i(0) = C_{i0}$ . По истечении времени  $\Delta t$  вычисленное новое значение  $C_{\text{в}}(\Delta t)$  становилось начальным  $C_{\text{в}0}$  для данного слоя, а новые значения  $C_i(\Delta t)$  принимались в качестве начальных для последующего слоя, в который мигрировал зоопланктон. Таким образом, последовательным расчетом кинетики взаимодействий зоопланктона с загрязнителем в слоях вод с разной его концентрацией моделировался биоциркуляционный вертикальный перенос загрязнений.

Динамические характеристики системы радионуклид в морской среде — гидробионт исследованы на примере вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  представителями мигрирующего планктона — гиперидами.

$^{137}\text{Cs}$  образуется в значительных количествах при делении тяжелых ядер [51]. В связи с большим периодом полураспада, равным 29,68 лет, он представляет хроническую опасность не только как аккумулирующийся в организме морских животных излучатель, но и как внешний источник  $\gamma$ -излучения.

На поверхность океана  $^{137}\text{Cs}$  может попадать, в первую очередь, в виде выпадений в результате ядерных взрывов [113] и при сбросе радиоактив-

ных отходов ядерной промышленности [65]. Преимущественное физическое состояние Cs в морской воде — ионное [138]. В опытах с  $^{137}\text{Cs}$  замечено, что коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  из отходов ядерной промышленности и стабильного цезия одинаковы [157]. В то же время физико-химическое состояние  $^{137}\text{Cs}$  из атмосферных выпадений может отличаться от физико-химического состояния стабильного Cs и  $^{137}\text{Cs}$  из отходов ядерной промышленности [120].

Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в море изменяется по глубине более чем на порядок, достигая максимума в поверхностном слое [65].

В экспериментальных условиях представители мигрирующего планктона со значительной скоростью накапливали и выводили  $^{134}\text{Cs}$  (аналог  $^{137}\text{Cs}$ ) в аквариумах с различной его концентрацией. Это указывало на то, что и в природных условиях зоопланктон участвует в его вертикальном переносе.

Гиперииды — типичные представители мигрирующего зоопланктона нейстонного комплекса [20, 39]. Они имеют размеры, лежащие в пределах от 3 до 45,5 мм, и в видовом отношении широко представлены как в глубинных водах океана, так и в поверхностных водах тропических и субтропических его областей, однако в поверхностных слоях холодных морей число их видов невелико [19]. Биомасса гипериид составляет несколько десятков миллиграммов в кубическом метре [21]. В приповерхностных водах они могут встречаться в больших количествах, достигая ночью после захода и перед восходом Солнца в слое 0–5 см максимальной численности до 58 200, а в слое 5–25 см — численностей до 10 200 экземпляров в кубическом метре [111]. Днем гиперииды находятся преимущественно на глубине от 50 до 100 м [18].

В [28] задача определения динамических характеристик изучалась поэтапно. На первом этапе были определены параметры модели (6.2) по результатам опыта с радиоактивной меткой. На втором — экспериментально и на модели имитировались циркадные ритмы гипериид и исследо-

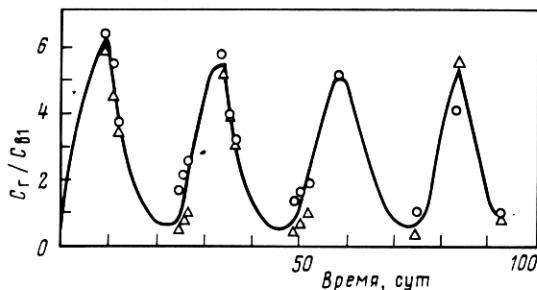
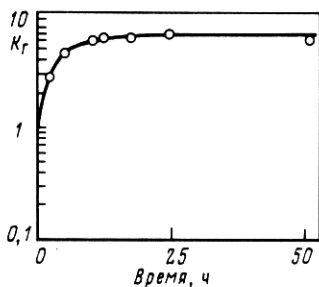


Рис. 6.1. Кинетика накопления  $^{134}\text{Cs}$  гипериидами:

○ — экспериментальные наблюдения; — — аппроксимирующая кривая

Рис. 6.2. Результаты опыта (Δ) и расчетные данные (○) модели обмена  $^{134}\text{Cs}$  между гипериидами и средой (сплошная линия иллюстрирует тенденцию обмена)

Таблица 6.1. Данные опытов экспериментального моделирования переноса  $^{134}\text{Cs}$  гиперидами

| Номер аквариума | Условная концентрация $^{134}\text{Cs}$ в воде, усл. ед. | Время пребывания в аквариуме при моделировании движения, ч, при циркадном ритме 1, 2, 3, 4 |       |      |       |
|-----------------|----------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|-------|------|-------|
|                 |                                                          | 1                                                                                          |       | 2    |       |
|                 |                                                          | Вниз                                                                                       | Вверх | Вниз | Вверх |
| 1               | 1,0000                                                   | 9,5                                                                                        | 0,0   | 6,0  | 0,0   |
| 2               | 0,2340                                                   | 1,5                                                                                        | 1,5   | 1,5  | 1,5   |
| 3               | 0,1380                                                   | 1,5                                                                                        | 1,5   | 1,5  | 1,5   |
| 4               | 0,0074                                                   | 6,0                                                                                        | 6,0   | 6,0  | 6,0   |

| Номер аквариума | Условная концентрация $^{134}\text{Cs}$ в воде, усл. ед. | Время пребывания в аквариуме при моделировании движения, ч, при циркадном ритме 1, 2, 3, 4 |       |      |       |
|-----------------|----------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|-------|------|-------|
|                 |                                                          | 3                                                                                          |       | 4    |       |
|                 |                                                          | Вниз                                                                                       | Вверх | Вниз | Вверх |
| 1               | 1,0000                                                   | 6,0                                                                                        | 0,0   | 8,5  | 0,0   |
| 2               | 0,2340                                                   | 0,0                                                                                        | 0,0   | 0,0  | 0,0   |
| 3               | 0,1380                                                   | 0,0                                                                                        | 0,0   | 0,0  | 0,0   |
| 4               | 0,0074                                                   | 8,5                                                                                        | 8,5   | 5,0  | 5,0   |

валась адекватность применения математической модели. На третьем этапе изучались динамические характеристики модели и делались оценки биоциркуляционного вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  гиперидами.

Из опытов определено, что кинетика концентрирования  $^{134}\text{Cs}$  гиперидами описывается кривой вида

$$K(t) = 7,0 - 3,8e^{-0,347t} - 3,2e^{-0,115t}. \quad (6.3)$$

Экспериментальные данные и кривая, табулированная по (6.3), показаны на рис. 6.1. По параметрам кривой (6.3) получены следующие параметры модели:  $B_1 = 3,8$ ;  $p_1 = 0,347 \text{ ч}^{-1}$ ;  $B_2 = 3,2$ ;  $p_2 = 0,115 \text{ ч}^{-1}$ .

Исходные данные опыта для построения экспериментальной модели приведены в табл. 6.1.

Результаты эксперимента и математического моделирования на ЭВМ иллюстрируются рис. 6.2. Удовлетворительное согласие данных опыта и математического моделирования указывает на возможность описания кинетики концентрирования  $^{134}\text{Cs}$  моделью вида (6.2). Кроме того, из эксперимента следует, что при изменении концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в опытах, соответствующих тем условиям, в которые бы попали гипериды при вертикальной миграции в результате циркадного ритма, обменивается около 70%  $^{137}\text{Cs}$ . Это определяет участие гиперид в процессе переноса  $^{137}\text{Cs}$  в природных условиях.

Исходные данные для математической модели, отражающей вертикальный перенос  $^{137}\text{Cs}$  мигрирующими гиперидами, сведены в табл. 6.2.

Таблица 6.2. Исходные данные модели вертикального переноса  $^{137}\text{Cs}$  гипериидами в морской среде

| Номер слоя | Горизонт, м | Концентрация $^{137}\text{Cs}$ в воде, усл. ед. |           | Удельная биомасса гипериид в слое, $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$ | Время пребывания в слое при миграции, ч |       |
|------------|-------------|-------------------------------------------------|-----------|--------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|-------|
|            |             | Вариант 1                                       | Вариант 2 |                                                                    | Вниз                                    | Вверх |
| 1          | 0–0,5       | 1                                               | 1         | 10 000                                                             | 4                                       | 4     |
| 2          | 0,5–25      | 1                                               | 0,55      | 204                                                                | 1                                       | 1     |
| 3          | 25–50       | 1                                               | 0,31      | 200                                                                | 1                                       | 1     |
| 4          | 50–75       | 0                                               | 0,175     | 200                                                                | 1                                       | 1     |
| 5          | 75–100      | 0                                               | 0,1       | 200                                                                | 5                                       | 5     |

При использовании модели для численных экспериментов предположено, что под  $1 \text{ м}^2$  в столбе воды от 0 до 100 м средняя удельная биомасса гипериид составляет  $50 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ . В каждый момент времени все гиперииды находятся в пределах одного слоя, а за циркадный ритм, в течение суток, поочередно концентрируются по слоям (для удобства расчетов время пребывания гипериид в первом и пятом слоях условно разделено на два промежутка; один относится к фазе миграции вниз, а другой — к фазе миграции вверх). На модели рассмотрено два вида распределения  $^{137}\text{Cs}$  по глубине. Первое (вариант 1) соответствует распределению при наличии в море запирающего градиентного слоя (этот случай обычно рассматривается при оценках биоциркуляционного переноса [145]). Второй вид распределения (вариант 2), как правило, наблюдается при измерениях в море [65]. Для удобства оценки переноса концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде представлена в относительных единицах. Такая возможность обусловлена тем, что в области природных концентраций статические коэффициенты

накопления  $\text{Cs}$  зоопланктонами не зависят от его концентрации в среде (см. рис. 3.24).

Полученные на модели данные по изменению концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в гипериидах приведены на рис. 6.3, который показывает, что кинетике концентрирования присуще стационарное состояние, которое независимо

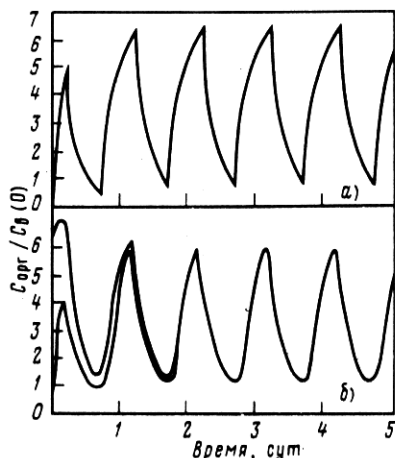
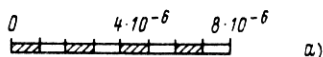
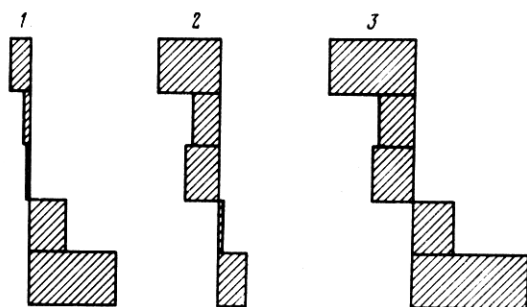


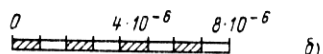
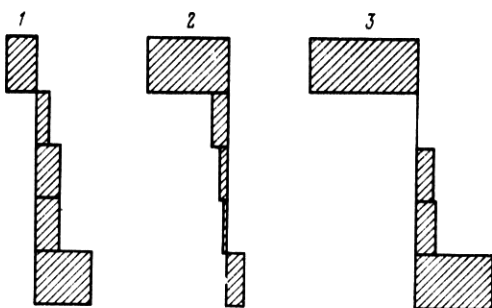
Рис. 6.3. Изменение коэффициента накопления  $^{137}\text{Cs}$  гипериидами при миграции через слой со ступенчатым (а) и экспоненциальным (б) распределением радионуклида по глубине

Рис. 6.4. Суточный перенос  $^{137}\text{Cs}$  гиперидами (в частях от концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в слоях под  $1 \text{ м}^2$ ) при ступенчатом (а) и экспоненциальном (б) его распределении по глубине:

1 — перенос гиперидами при миграции вниз; 2 — перенос при миграции вверх; 3 — суммарный перенос слева от вертикальной оси — отрицателен



от начальных условий устанавливается на третьи сутки. Характер стационарного состояния определяется распределением радионуклида в среде, концентрирующей способностью гидробионта и его циркадным ритмом. При миграции через запирающий слой в результате циркадного ритма



(рис. 6.3,а) в переносе участвует до 80 % обменного фонда  $^{137}\text{Cs}$  в гипериде, а в случае миграции через слой с экспоненциально изменяющейся концентрацией радионуклида в воде (рис. 6.3,б) в переносе участвует 67 % их обменного фонда.

Следует ожидать, что в природе популяция гиперидов уже адаптирована к условиям среды. Это означает, что для оценки переноса должны использоваться данные, соответствующие концентрированию радиоцезия гиперидами в стационарном состоянии. Изменение суточного количества  $^{137}\text{Cs}$  в слоях в результате суточной вертикальной миграции гиперидов иллюстрируется рис. 6.4: при миграции через запирающий слой наибольший перенос  $^{137}\text{Cs}$  осуществляется из верхнего полуметрового слоя в наиболее глубокий слой 75–100 м.

Миграция гиперидов через слой с экспоненциально изменяющейся концентрацией  $^{137}\text{Cs}$  определяет перенос только из приповерхностного слоя 0–0,5 м в слой, лежащий ниже 25 м. Из слоя 0,5–25 м  $^{137}\text{Cs}$  не переносится, хотя обмен радионуклида в нем в результате циркадных ритмов гиперидов происходит.

**Таблица 6.3. Период биоциркуляционного круговорота  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах в результате миграции гипериид**

| Номер слоя | Горизонт, м | Концентрация $^{137}\text{Cs}$ , усл. ед. |           | Период круговорота, годы | Период переноса, годы |           |
|------------|-------------|-------------------------------------------|-----------|--------------------------|-----------------------|-----------|
|            |             | Вариант 1                                 | Вариант 2 |                          | Вариант 1             | Вариант 2 |
| 1          | 0,0–0,5     | 1                                         | 1         | 20                       | 91*                   | 68*       |
| 2          | 0,5–25,0    | 1                                         | 0,550     | 3980                     | 11 200*               | 0         |
| 3          | 25,0–50,0   | 1                                         | 0,310     | 4050                     | 9800*                 | 7100      |
| 4          | 50,0–75,0   | 0                                         | 0,175     | 4050                     | —                     | 3400      |
| 5          | 75,0–100,0  | 0                                         | 0,100     | 810                      | —                     | 510       |

\*Вынос из слоя.

Из условия стационарности системы  $^{137}\text{Cs}$  в морской среде — гиперииды были рассчитаны периоды круговорота и переноса радиоцезия в слоях вод в результате миграции гипериид [28]. Эти данные сведены в табл. 6.3, в которой период круговорота определен как частное от деления  $C_b$  слоя к скорости его обмена гипериидами, а период переноса рассчитан как отношение  $C_b$  к суточному выносу или поступлению  $^{137}\text{Cs}$  в слой за счет миграции гипериид. Из табл. 6.3 также видно, что вследствие миграции гипериид скорость круговорота и переноса  $^{137}\text{Cs}$  в верхнем полуметровом слое, являющемся границей двух сред и имеющем важное значение для морских организмов, на один-два порядка выше скорости биоциркуляционного круговорота и переноса  $^{137}\text{Cs}$  в нижележащих слоях.

## 6.2. Взаимодействие экосистемы фотического слоя с химическими веществами морской среды

Фотический слой океана — место наиболее интенсивного протекания биологических процессов. В нем происходит первичное продуцирование органического вещества. Экосистемы фотического слоя служат начальным звеном, подвергающимся антропогенному воздействию из атмосферы, через стоки рек, из береговой зоны, при эксплуатации морского транспорта.

Синтез органического вещества в фотическом слое осуществляется в условиях энергетического и химического лимитирования биогенными веществами процессов первичного продуцирования. Он зависит от трофической структуры морских сообществ, оптических свойств и температуры среды, а также от интенсивности водообмена фотического слоя с подстилающими водами, сезона года и ряда других факторов. Воздействие биотических и абиотических факторов в подавляющем большинстве случаев взаимообусловлено. Так, удельная биомасса компонентов экосистем влияет на оптические характеристики вод [97], которые определяют как распространение фотосинтетически активной радиации (ФАР) по глубине,

так и энергообмен между слоями, температуру среды, а следовательно, и водообмен фотического слоя [59], и поступление в него биогенных веществ из глубинных вод. Биогенные вещества и ФАР, в свою очередь, лимитируют первичную продукцию экосистемы фотического слоя и определяют удельную биомассу ее компонентов. Взаимодействия указанных факторов протекают в совпадающих или близких масштабах времени, и для "сложных геосистем" фотический слой океана в полной мере следует относить к динамическим системам [55].

Актуальные проблемы биологической продуктивности морской среды поддерживают постоянный интерес к изучению динамических характеристик экосистем фотического слоя [3, 61, 62]. Однако экосистемы этого слоя не только создают органическое вещество, служащее единственным (кроме хемосинтеза) источником энергии для живого вещества Мирового океана. За счет взаимодействия с антропогенными загрязнениями они служат также фактором самоочищения морской среды.

Взаимосвязанность процессов поглощения и обмена загрязнителей гидробионтами и популяционных трофических и продукционных характеристик экосистем потребовала изучения биологических аспектов самоочищающей способности морской среды с учетом биотических и абиотических закономерностей функционирования биоценозов поверхностных вод.

По современным оценкам, в слое фотосинтеза минерализуется около 50 % первичной продукции, синтезированной в фотическом слое. Остальное органическое вещество, в основном в результате гравитационных процессов, попадает в нижележащие слои, и 5–15 % первичной продукции достигает дна абиссальных глубин океана 3000–5000 м [56, 93]. Радиоактивные и химические загрязнения могут концентрироваться в гидробионтах до высоких уровней (табл. 1.11–1.14) и вместе с органическим веществом выноситься из фотического слоя и депонироваться в грунтах. В отличие от физических факторов перемешивания вод и биоциркуляционно-го переноса биоседиментация обуславливает элиминацию загрязнений из морской среды. Следовательно, при изучении взаимодействия загрязнителей вод с органическим веществом фотического слоя должны учитываться и биоседиментационные процессы из-за заведомой значимости этого фактора самоочищения морской среды.

Такую задачу авторы рассмотрели [83] на примере взаимодействия поступающего на поверхность вод загрязнителя с шестикомпонентной экосистемой фотического слоя (рис. 6.5), первичная продукция которой лимитирована биогенным веществом (фосфатами) и ФАР при условиях, что скорость биоседиментации взвешенного органического вещества (ВОВ) определяется размерной фракцией ВОВ и плотностью вод. Трофические и химические взаимодействия между компонентами экосистемы в каждом из 10 выделенных слоев осуществлены по коммуникациям, указанным на структурной схеме рис. 6.5 стрелками. Биогенные ве-



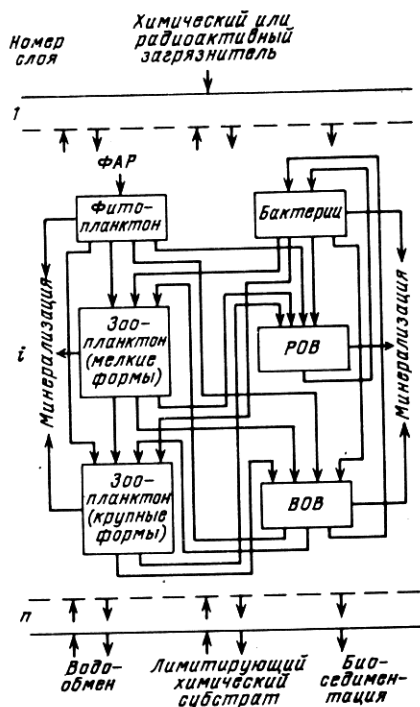


Рис. 6.5. Структура взаимодействия экосистемы фотического слоя с радиоактивными и химическими загрязнителями морской среды

щества распространялись между слоями с интенсивностью обмена вод, которая также определяла вертикальный перенос живого фитопланктона, бактерий и растворенного органического вещества РОВ. РОВ и ВОВ были подвержены небиологическому растворению (лизису), а зоопланктон мог мигрировать между слоями вод с заданной интенсивностью. В связи с тем, что вклад нектеров составляет менее 10% в балансе энергетики сообществ пелагиали [94] и нектонные организмы накапливают загрязнители до

меньших уровней [74], чем другие компоненты экосистем, они в данной задаче не учитывались.

Кинетика химических взаимодействий в экосистеме описана отдельно для лимитирующего вещества и загрязнителя уравнениями вида (5.12) и (5.13) при допущениях, что каждый гидробионт имеет по одному обменному фонду загрязнителя и лимитирующего вещества, необменные фонды поглощения этих веществ отсутствуют, а неусвоенный зоопланктоном из пищи химический субстрат или загрязнитель поступают в ВОВ. Трофические связи в экосистеме отражены согласно представлениям о метаболизме и продукционных процессах в гидробионтах, описанных в [37, 72, 100].

Равенства, замыкающие баланс экосистемы по веществу, и уравнения динамики химических взаимодействий компонентов по биогенному лимитирующему субстрату применительно к  $i$ -му слою имели следующий вид.

#### Фитопланктон

$$\frac{dB_1}{dt} = P_1 - B_1(a_{10} + a_{13} + a_{14} + a_{15} + a_{16}) + d_{i-1}B_{1i-1} + d_{i+1}B_{1i+1} - 2d_iB_1;$$

$$\frac{dC_1}{dt} = \frac{V_{1m} C_B}{K_{1m} + C_B} - (p_1 + p_1/B_1) C_1 + d_{i-1} \frac{B_{1i-1}}{B_1} (C_{1i-1} - C_1) + d_{i+1} \frac{B_{1i+1}}{B_1} (C_{1i+1} - C_1), \quad (6.4)$$

где  $B_1$ ,  $P_1$  и  $C_1$  — соответственно биомасса, первичная продукция и концентрация лимитирующего субстрата в фитопланктоне;  $a_{10}$  — показатель скорости минерализации за счет дыхания продуцентов;  $a_{13}$  и  $a_{14}$  — показатели скорости трофического поглощения фитопланктона мелкими и крупными формами зоопланктона;  $a_{15}$  и  $a_{16}$  — показатели скорости прижизненного выделения РОВ и смертности фитопланктона;  $d$  — показатели скорости водообмена между слоями вод;  $p_1$  — показатель скорости обмена субстрата продуцентами. Здесь далее индексы при параметрах указывают, что их значения относятся к обозначенному индексом номеру слоя. Если индекса при параметрах нет, то они относятся к  $i$ -му слою.

В уравнениях (6.4) первичная продукция описана выражением

$$P_1 = \beta B_1 P_{1\text{макс}} (1 - C_{1\text{мин}}/C_1), \quad (6.5)$$

где  $\beta$  — коэффициент относительной освещенности;  $P_{1\text{макс}}$  — максимальная потенциально возможная удельная продукция фитопланктона;  $C_{1\text{мин}}$  — минимально допустимая внутриклеточная концентрация лимитирующего субстрата. Величина  $\beta$  экспоненциально зависит от глубины [62], а также от степени влияния живого вещества на прозрачность вод [97]. В модели значение  $\beta$  было задано соотношением

$$\beta = (1 - B_z/B_{\text{макс}}) e^{-\gamma z}, \quad (6.6)$$

где  $B_z$  — суммарная биомасса компонентов экосистемы (кроме РОВ) над анализируемым слоем;  $B_{\text{макс}}$  — критическая биомасса над слоем, при которой энергия Солнца поглощается полностью в пределах  $i$ -го и вышележащих слоев (при  $B_z = B_{\text{макс}}$  ФАР ниже  $i$ -го слоя не проникает);  $z$  — глубина;  $\gamma$  — показатель скорости изменения ФАР с глубиной. Значение  $\gamma$  рассчитывали из условия, что на нижней границе зоны фотосинтеза освещенность составляет 1 % освещенности на поверхности океана.

Выражение (6.6) позволило отразить на модели явление уменьшения глубины слоя фотосинтеза с повышением биологической продуктивности вод. Известно, что при одинаковых условиях освещенности и равной концентрации биогенных субстратов на апвеллингах различных районов океана наблюдается разная биологическая продуктивность вод. Указанный факт еще не нашел теоретического объяснения. Введение в уравнение (6.6) параметра  $B_{\text{макс}}$  позволило эмпирически учесть различную биопродукционную способность акваторий.

Последние три члена первого уравнения выражения (6.4) описывают перенос фитопланктона в результате водообмена между слоями, а два правых члена второго уравнения отражают изменение концентрации ли-

митирующего субстрата в фитопланктоне за счет его миграции вместе с водами.

### Бактерии

$$\frac{dB_2}{dt} = P_2 - B_2 (a_{23} + a_{24} + a_{25} + a_{26}) + \Delta B_2;$$

$$\frac{dC_2}{dt} = \frac{V_{2m} C_B}{K_{2m} + C_B} + \left[ a_{52} B_5 (C_5 - C_2) + a_{62} B_6 (C_6 - C_2) \right] \times \\ \times \frac{q_2}{B_2} - p_2 C_2 + \Delta C_2, \quad (6.7)$$

где  $B_2$ ,  $B_5$  и  $B_6$  — биомасса бактерий, РОВ и ВОВ;  $P_2$  — продукция бактерий;  $C_2$ ,  $C_5$  и  $C_6$  — концентрация лимитирующего субстрата в бактериях, РОВ и ВОВ;  $q_2$  — эффективность усвоения бактериями лимитирующего субстрата из пищи;  $\Delta B_2$  и  $\Delta C_2$  — параметры, характеризующие перенос бактерий и лимитирующего субстрата в бактериях за счет водообмена,  $\Delta B_2$  равен сумме трех последних членов первого уравнения,  $\Delta C_2$  — сумме последних двух членов второго уравнения выражений (6.4), выписанных применительно к  $B_2$  и  $C_2$ . Показатели скорости  $a$  с индексами, а также  $p_2$  имеют тот же смысл, что и в уравнении (6.4).

В соотношениях (6.7) отражено допущение, что пищей сапрофитным бактериям может служить как растворенное, так и взвешенное органическое вещество. Продукция бактерий рассчитывалась по формуле

$$P_2 = R_2 (1 - a_{20}), \quad (6.8)$$

где  $a_{20}$  — коэффициент, отражающий траты на дыхание;  $R_2$  — суточный рацион, рассчитываемый из соотношения

$$R_2 = a_{52} B_2 + a_{62} B_6. \quad (6.9)$$

### Мелкие формы зоопланктона

$$\frac{dB_3}{dt} = P_3 - (a_{34} + a'_{36}) B_3 + \Delta B_3;$$

$$\frac{dC_3}{dt} = \frac{V_{3m} C_B}{K_{3m} + C_B} + [a_{13} B_1 (C_1 - C_3) + a_{23} B_2 (C_2 - C_3) + \\ + a_{63} B_6 (C_6 - C_3)] \frac{q_3}{B_3} - p_3 B_3 + \Delta C_3. \quad (6.10)$$

### Крупные формы зоопланктона

$$\frac{dB_4}{dt} = P_4 - a'_{46} B_4 + \Delta B_4; \quad \frac{dC_4}{dt} = \frac{V_{4m} C_B}{K_{4m} + C_B} + [a_{14} B_1 (C_1 - C_4) + \\ + a_{24} B_2 (C_2 - C_4) + a_{34} B_3 (C_3 - C_4) + \\ + a_{64} B_6 (C_6 - C_4)] \frac{q_4}{B_4} - p_4 C_4 + \Delta C_4. \quad (6.11)$$

В уравнениях (6.10) и (6.11) приняты следующие обозначения:  $B$ ,  $P$  и  $C$  (с индексами) — биомасса, продукция и концентрация лимитирующего субстрата в соответствующих номеру индекса компонентах экосистемы;  $a$  (с индексами) — показатели скорости трофических взаимодействий;  $q_3$  и  $q_4$  — эффективность усвоения субстратов из пищи;  $a'_{36}$  и  $a'_{46}$  — показатели смертности зоопланктона;  $p_3$  и  $p_4$  — показатели скорости обмена лимитирующего субстрата мелкими и крупными формами зоопланктона:  $\Delta B_3$ ,  $\Delta B_4$  и  $\Delta C_3$ ,  $\Delta C_4$  — показатели скорости переноса биомассы зоопланктона и лимитирующего субстрата в результате миграции зоопланктона. Вид формул для их определения совпадал с выражениями для расчета  $\Delta B_2$  и  $\Delta C_2$ , но только вместо показателя скорости водообмена  $d$  (с индексами) в них представлялся коэффициент, имеющий неизменяющееся значение для всех слоев. Таким образом, на модели было реализовано допущение, что интенсивность миграции зоопланктона постоянна по глубине.

Продукцию мелких форм зоопланктона рассчитывали по формуле

$$P_3 = R_3 (1 - a_{30} - a_{35} - a_{36}), \quad (6.12)$$

где  $a_{30}$ ,  $a_{35}$  и  $a_{36}$  — коэффициенты, характеризующие траты на дыхание и неусвоенную пищу, выделенную в виде жидких и твердых экскретов. Мелкие формы зоопланктона могли питаться фитопланктоном, бактериями и ВОВ, их рацион рассчитывали по формуле

$$R_3 = a_{13}B_1 + a_{23}B_2 + a_{63}B_6, \quad (6.13)$$

где  $a$  (с индексами) — показатели скорости трофических взаимодействий.

Формулы для расчета  $P_4$  и  $R_4$  были аналогичны выражениям (6.8) и (6.9), только в них дополнительно были включены члены, отражающие возможность питания крупных форм зоопланктона мелкими их формами.

Показатели скорости трофических взаимодействий бактерий ( $a_{52}$ ,  $a_{62}$ ), мелких ( $a_{13}$ ,  $a_{23}$ ,  $a_{63}$ ) и крупных ( $a_{14}$ ,  $a_{24}$ ,  $a_{34}$ ,  $a_{62}$ ) форм зоопланктона рассчитывали по формуле В.С. Ивлева [48], распространенной на случай питания гидробионтов смешанной пищей. Применительно для бактерий формулы для расчета  $a_{52}$  и  $a_{62}$  имели вид

$$a_{52} = B_2 s_{52} R'_2 / y_2; \quad a_{62} = B_2 s_{62} R'_2 / y_2, \quad (6.14)$$

где

$$y_2 = s_{52}B_5 + s_{62}B_6; \quad (6.15)$$

$$R'_2 = R_{2\max} \left\{ 1 - \exp[-\varphi(y_2 - B_{20})] \right\}.$$

В соотношениях (6.14) и (6.15)  $s_{52}$  и  $s_{62}$  — коэффициент, характеризующий доступность РОВ и ВОВ для бактерий;  $y_2$  и  $B_{20}$  — доступное для питания и минимально допустимое количество пищи для бактерий;  $R_{2\max}$  — максимальная потенциально возможная относительная скорость

поглощения субстратов, или рацион бактерий;  $\varphi$  — коэффициент. Параметры трофических взаимодействий для мелких и крупных форм зоопланктона рассчитывали по аналогичным (6.14) и (6.15) формулам с учетом трофических связей зоопланктона.

#### Растворенное органическое вещество

$$\begin{aligned}\frac{dB_5}{dt} &= a_{15}B_1 + a_{25}B_2 + a_{35}R_3 + a_{45}R_4 - (a_{50} + a_{51} + a_{52})B_5 + \Delta B_5; \\ \frac{dC_5}{dt} &= \frac{V_{5m}C_B}{K_{5m} + C_B} + [a_{15}B_1(C_1 - C_5) + a_{25}B_2(C_2 - C_5) + \\ &+ a_{35}R_3(C_3 - C_5) + a_{45}R_4(C_4 - C_5)] \frac{1}{B_5} - p_5C_5 + \Delta C_5,\end{aligned}\quad (6.16)$$

где  $a_{50}$  — показатель скорости небиологической минерализации (лизиса) РОВ. В выражении (6.16)  $\Delta B_5$  и  $\Delta C_5$  рассчитывали по формулам, аналогичным тем, которые использовали при определении  $\Delta B_2$  и  $\Delta C_2$ , с соответствующей подстановкой значений массы РОВ и концентрации в нем лимитирующего субстрата, поступающего в анализируемый слой в результате водообмена.

#### Взвешенное органическое вещество

В балансовом равенстве для ВОВ учитывалась биоседimentация. Уравнения, соответствующие изменению биомассы взвесей, источниками которых были фитопланктон ( $B_{61}$ ), бактерии ( $B_{62}$ ), мелкие ( $B_{63}$ ) и крупные ( $B_{64}$ ) формы зоопланктона, решали отдельно:

$$\begin{aligned}\frac{dB_{61}}{dt} &= a_{16}B_1 + z_1b_1(B_{61i-1} - B_{61}); \\ \frac{dB_{62}}{dt} &= a_{26}B_2 + z_2b_2(B_{62i-1} - B_{62}); \\ \frac{dB_{63}}{dt} &= a_{36}R_3 + a'_{36}B_3 + z_3b_3(B_{63i-1} - B_{63}); \\ \frac{dB_{64}}{dt} &= a_{46}R_4 + a'_{46}B_4 + z_4b_4(B_{64i-1} - B_{64}),\end{aligned}\quad (6.17)$$

где  $b$  (с индексами) — показатели скорости гравитационного оседания размерных фракций ВОВ;  $z$  (с индексами) — коэффициенты, характеризующие степень уменьшения скорости оседания разных размерных фракций ВОВ в слое скачка плотности;  $B$  — с индексами и подстрочными индексами  $i-1$  соответствуют биомассе разных фракций ВОВ в верхнем, по отношению к анализируемому, слое воды.

В целом для ВОВ балансовые равенства скоростей изменения их биомассы и концентрации лимитирующего субстрата имели вид:

$$\frac{dB_6}{dt} = \frac{dB_{61}}{dt} + \frac{dB_{62}}{dt} + \frac{dB_{63}}{dt} + \frac{dB_{64}}{dt} - (a_{60} + a_{62} + a_{63} + a_{64})B_6;$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_6}{dt} = & \frac{V_{6m} C_B}{K_m + C_B} + [a_{16} B_1 (C_1 - C_6) + \\ & + a_{26} B_2 (C_2 - C_6) + (a_{36} R_3 + a'_{36} B_3) (C_3 - C_6) + (a_{46} R_4 + \\ & + a'_{46} B_4) (C_4 - C_6) + \delta_6 B_{6i-1} (C_{6i-1} - C_6)] \frac{1}{B_6} - \\ & - p_6 C_6 + (1 - q_3) \delta_3 + (1 - q_4) \delta_4, \end{aligned} \quad (6.18)$$

где  $a_{60}$  — показатель скорости лизиса ВОВ;  $\delta_3$  и  $\delta_4$  — параметры, учитывающие поступление в ВОВ неусвоенной части субстрата из пищи мелкими и крупными формами зоопланктона;  $\delta_6$  — коэффициент, учитывающий поступление субстрата со взвесями, поступающими из верхнего слоя. Величина  $\delta_3$  равна значению многочлена в скобках перед множителем  $q_3$  второго уравнения выражений (6.10), а  $\delta_4$  равно аналогичному многочлену перед множителем  $q_4$  в уравнениях (6.11). Величина  $\delta_6$  рассчитывалась по формуле

$$\delta_6 = (b_1 B_{61i-1} + b_2 B_{62i-1} + b_3 B_{63i-1} + b_4 B_{64i-1}) / B_{6i-1}. \quad (6.19)$$

Балансовое равенство изменения концентрации лимитирующего субстрата в воде анализируемого слоя в результате взаимодействия с компонентами экосистемы имело вид

$$\begin{aligned} \frac{dC_B}{dt} = & \left( \sum_{j=1}^6 B_j C_j p_j + \sum_{j=5}^6 B_j C_j a_{j0} - C_B \sum_{j=1}^6 \frac{B_j \cdot V_{jlm}}{K_{jlm} + C_B} \right) \cdot \frac{10^{-3}}{h} + \\ & + d_{i-1} C_{Bi-1} + d_{i+1} C_{Bi+1} + \Delta C_{вп} + \Delta C_{вд}, \end{aligned} \quad (6.20)$$

где  $\Delta C_{вп}$  и  $\Delta C_{вд}$  — скорость поступления лимитирующего субстрата соответственно с поверхности (в первый слой) и дна (в 10-й слой);  $h$  — глубина каждого из 10 выделенных слоев поверхностных вод.

В уравнении (6.20) первый член правой части в скобках отражает процессы поступления выведенного гидробионтами субстрата в воду в результате десорбции и метаболизма. Второй член в скобках описывает процессы поступления субстрата под воздействием лизиса РОВ и ВОВ, а третий — отражает кинетику парентерального поглощения субстрата компонентами экосистемы. Множитель ( $10^{-3}$ ) после многочлена в скобках использован для согласования размерностей при измерении значений  $B_j$  в миллиграммах на кубический метр и выборе глубины слоев  $h$  в метрах. Введение в уравнения (6.20) параметров  $\Delta C_{вп}$  и  $\Delta C_{вд}$  сделало возможным изучение на модели процессов эвтрофикации вод.

Балансовые равенства, отражающие взаимодействие компонентов экосистемы с химическим или радиоактивным загрязнителем среды, были идентичны соотношениям, выписанным применительно к лимитирующему субстрату. В целом состояние экосистемы в пределах любого слоя описа-

но 24 дифференциальными уравнениями. Десять из них являлись балансовыми равенствами, отражающими функционирование компонентов экосистемы (фитопланктона, бактерий, мелких и крупных форм зоопланктона, РОВ, четырех размерных групп ВОВ и взвесей в целом) по веществу. Семь уравнений замыкали систему по лимитирующему биогенному субстрату в воде и гидробионтах и семь по загрязнителю среды.

При каждом шаге интегрирования последовательно от 1-го до 10-го слоев 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 водообмена, могли задаваться в виде табличных функций от глубины, что позволило задавать на модели условия, соответствующие существованию слоя скачка плотности, апвеллингу, "биологической весне", а также олиготрофным, неритическим и эвтрофным зонам океана.

Уравнения модели отражали баланс вещества под  $1 \text{ м}^2$  поверхности фотического слоя. Взаимодействие анализируемого столба со смежными водами допускалось пренебрежимо малым. Этим самым допускалась возможность связывать временной масштаб реализации численных экспериментов на модели с успешней экосистемы дрейфующих вод.

Воздействия загрязнителя на морфологические, физиологические, продукционные и генетические характеристики компонентов экосистемы не учитывались. В связи с этим 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 анализировали численно на ЭВМ "Минск-32" с использованием алгоритмического языка Фортран-IV. Дифференциальные уравнения решались методом Эйлера. Шаг интегрирования подбирался экспериментально и в среднем лежал в пределах от 0,01 до 0,05 сут. Время счета вариантов не превышало 2 ч.

На первом этапе исследования динамических характеристик изучалась устойчивость решений по отношению к значениям параметров и начальным условиям модели. Под устойчивыми в данном контексте понимались те численные эксперименты, в которых ни один из компонентов экосистемы на всем интервале времени рассмотрения процесса вплоть до состояния стационарности не принимал нулевого значения или 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 компонентов, были заданы 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  $P_{1\text{макс}} - P_{4\text{макс}}$ , коэффициенты

доступности пищи ( $s$  с индексами) и минимальные уровни содержания пищи в среде.

Интервалы значений параметров, в которых соблюдается устойчивость модели, были "оконтурены" более чем в 60 численных экспериментах. Оказалось, что в них попадают практически все трофические характеристики гидробионтов, определенные экологами-трофологами экспериментально и в натурных наблюдениях. Исключение составляли численные эксперименты, в которых моделированию подвергались экосистемы олиготрофных районов океана. Модели олиготрофных районов с параметрами, характеризующими темпы первичного продуцирования, определенные из наблюдений, были неустойчивы. Это было обусловлено тем, что для удовлетворения энергетических трат консументов не хватало продуцируемого фитопланктоном органического вещества. Отмеченные результаты моделирования находятся в согласии с оценками энергетического баланса в изучаемых посредством полевых наблюдений морских пелагических экосистемах [25].

При задании наборов параметров из интервала "параметрической устойчивости" наблюдалось нарушение устойчивости в зависимости от начальных условий модели. Потеря устойчивости возникала в тех случаях, когда начальными условиями задавалось очень низкое содержание лимитирующего субстрата, не обеспечивающее первичного продуцирования органического вещества для удовлетворения энергетических потребностей последующих звеньев трофической цепи. Если при этом поток биогенного субстрата в фотический слой задавался достаточно большим, то иногда возникали стационарные состояния биологических компонентов экосистемы, но "управления" по лимитирующему субстрату 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 значительному отличию 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.

В целом анализ показал, что модель теряет устойчивость в основном в двух случаях: во-первых, когда ее параметры заданы значительно различающимися от экспериментально определенных их значений, и во-вторых, устойчивость может теряться, если начальные условия в значительной степени не соответствуют состоянию наблюдаемых в природе экосистем. Указанные причины неустойчивости скорее всего свидетельствуют в пользу адекватности модели. Это подтверждается тем, что в области значений параметров и начальных условий, присущих экосистемам фотического слоя, решения, полученные на модели, устойчивы. Неустойчивость моде-



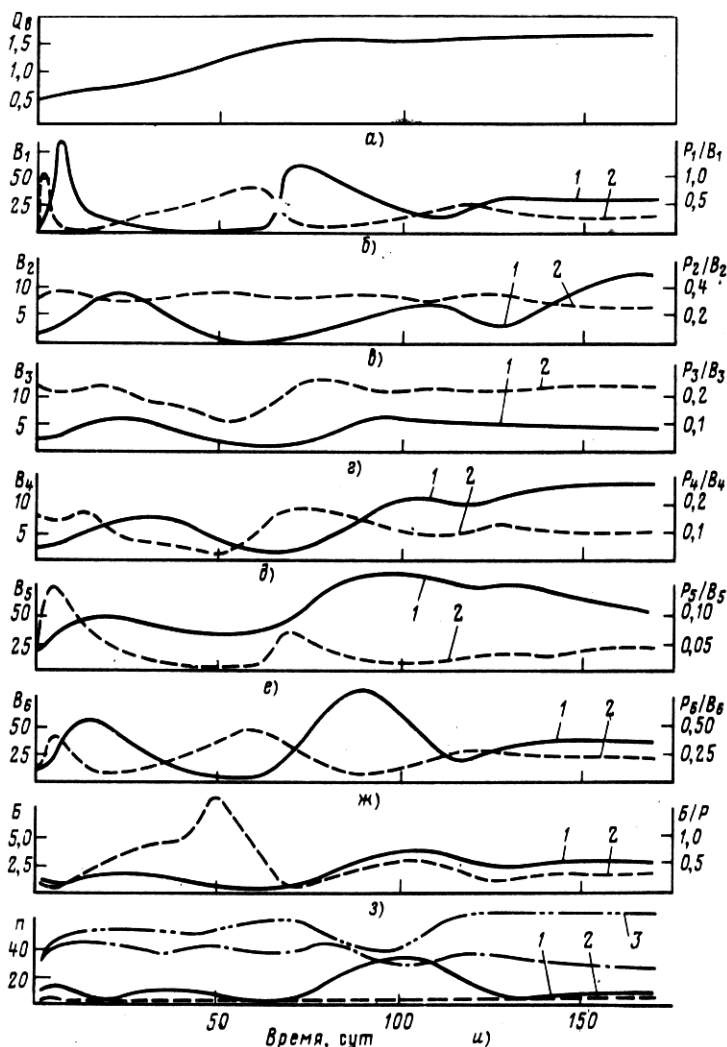


Рис. 6.6. Динамические интегральные характеристики экосистемы поверхностных вод 0–100 м:

лимитирующий субстрат,  $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$  (а); биомасса (1) и продукции (2) фитопланктона (б), бактерий (в), мелких (г) и крупных (д) форм зоопланктона, РОВ (е) и ВОВ (ж); биоседimentация (з) и относительная биоседimentация (и) источников ВОВ: фитопланктона (1), бактерий (2), мелких (3) и крупных (4) форм зоопланктона. Здесь  $B$  и  $P$  с индексами – биомасса ( $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$ ) и удельная продукция ( $\text{сут}^{-1}$ ) компонента экосистемы;  $B$  и  $B/P$  – биоседimentация ( $\text{г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ ) и относительная по отношению к первичной продукции биоседimentация ( $\text{сут}^{-1}$ );  $n$  – вклад компонента в биоседimentацию, %

лей проявляется в области, в определенной мере соответствующей аномалиям в экосистемах. В этом случае в природе также могут наблюдаться биологические катастрофы, которые можно считать нарушением устойчивости экосистем.

Применительно к проблеме самоочищения среды динамику модели экосистемы фотического слоя (рис. 6.6) изучали в численных экспериментах с параметрами, приведенными в табл. 6.4. Расчеты вели при допущении, что слой скачка плотности отсутствует и вертикальный водообмен идет со скоростью, равнозначной воздействию турбулентной диффузии интенсивностью  $2 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ . Средняя гравитационная скорость опускания мертвых клеток бактерий была принята равной  $0,05 \text{ м} \cdot \text{сут}^{-1}$ , фитопланктона  $0,2 \text{ м} \cdot \text{сут}^{-1}$ , фекалий, экзоскелетов и трупов мелких форм зоопланктона  $50 \text{ м} \cdot \text{сут}^{-1}$ , а крупных форм зоопланктона  $100 \text{ м} \cdot \text{сут}^{-1}$ . Подток лимитирующего субстрата (фосфатов) снизу в 10-й слой принят равным  $2 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{сут}$ . Начальные условия приняты соответствующими неизменяющимися значениями распределения компонентов экосистемы по глубине.

Способ задания начальных условий на ЭВМ определил релаксационный режим в модели (рис. 6.6). В течение времени релаксации, составляющего 60–70 сут, происходили почти синхронный всплеск и последующее уменьшение биомассы и продукции всех биологических компонентов экосистемы (рис. 6.6, а–ж), а вертикальное их распределение за это время изменялось от равномерного (рис. 6.7, а) до присущего природным условиям (рис. 6.7, в).

Таблица 6.4. Биотические параметры модели экосистемы фотического слоя.

| Параметр           | Значение параметра | Размерность                                             | Параметр           | Значение параметра | Размерность       |
|--------------------|--------------------|---------------------------------------------------------|--------------------|--------------------|-------------------|
| $P_{1\text{макс}}$ | 5,00               | —                                                       | $a_{35}$           | 0,15               | $\text{сут}^{-1}$ |
| $V_{1m}$           | 10,00              | $\text{мкг} \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$ | $a_{36}$           | 0,10               | $\text{сут}^{-1}$ |
| $K_{1m}$           | 11,0               | $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$                        | $b_{36}$           | 0,28               | —                 |
| $C_{1\text{мин}}$  | 0,70               | $\text{мкг} \cdot \text{мг}^{-1}$                       | $s_{13}$           | 1,0                | —                 |
| $P_1$              | 0,50               | $\text{сут}^{-1}$                                       | $s_{23}$           | 1,0                | —                 |
| $a_{10}$           | 0,10               | $\text{сут}^{-1}$                                       | $s_{63}$           | 0,30               | —                 |
| $a_{15}$           | 0,50               | $\text{сут}^{-1}$                                       | $P_{4\text{макс}}$ | 0,65               | —                 |
| $a_{16}$           | 0,10               | $\text{сут}^{-1}$                                       | $a_{40}$           | 0,30               | $\text{сут}^{-1}$ |
| $P_{2\text{макс}}$ | 5,0                | —                                                       | $a_{45}$           | 0,15               | $\text{сут}^{-1}$ |
| $a_{20}$           | 0,30               | $\text{сут}^{-1}$                                       | $a_{46}$           | 0,10               | $\text{сут}^{-1}$ |
| $a_{25}$           | 0,05               | $\text{сут}^{-1}$                                       | $b_{46}$           | 0,25               | —                 |
| $a_{26}$           | 0,10               | $\text{сут}^{-1}$                                       | $s_{14}$           | 0,50               | —                 |
| $s_{52}$           | 1,00               | —                                                       | $s_{24}$           | 0,10               | —                 |
| $s_{62}$           | 1,0                | —                                                       | $s_{34}$           | 0,80               | —                 |
| $P_{3\text{макс}}$ | 0,90               | —                                                       | $s_{64}$           | 0,20               | —                 |
| $a_{30}$           | 0,30               | $\text{сут}^{-1}$                                       |                    |                    |                   |

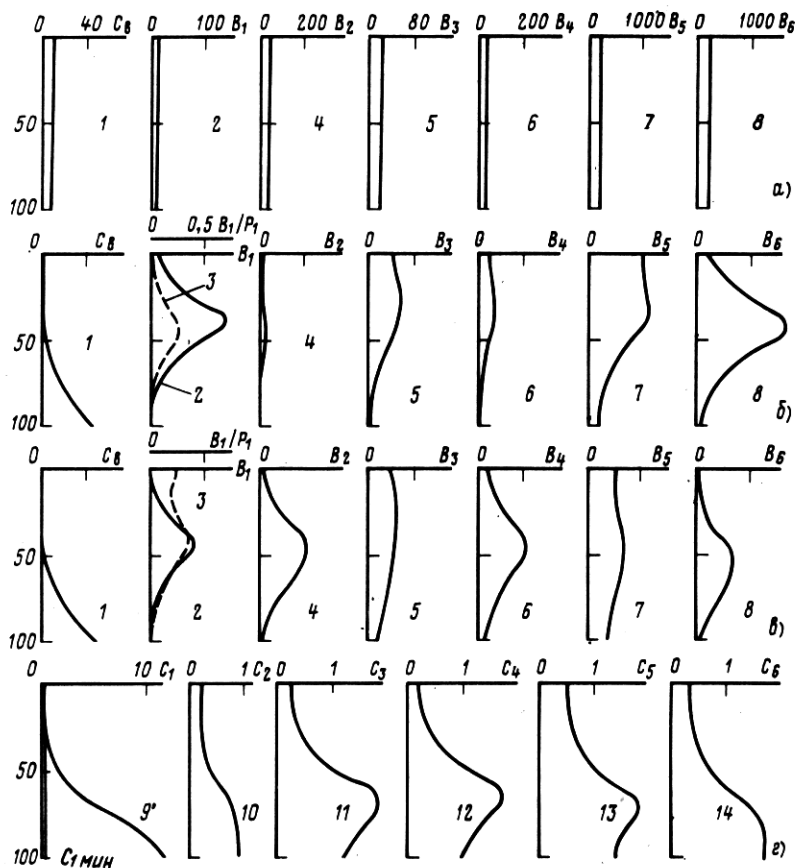


Рис. 6.7. Вертикальное распределение компонентов экосистемы: концентрация ( $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ ) лимитирующего субстрата в воде (1); биомасса (2) и удельная продукция (3) фитопланктона ( $\text{мкг} \cdot \text{м}^{-3}$  и  $\text{сут}^{-1}$ ); биомасса ( $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$ ) бактерий (4), мелких (5) и крупных (6) форм зоопланктона; масса ( $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$ ) РОВ (7) и ВОВ (8) в начальный момент времени (а), через 80 (б) и 170 (в) сут; концентрация лимитирующего субстрата ( $\text{мкг} \cdot \text{мг}^{-1}$ ) фитопланктона (9), бактерий (10), мелких (11) и крупных (12) форм зоопланктона, а также в РОВ (13) и ВОВ (14). Ось ординат — глубина, м

Интегральные значения биологических компонентов экосистемы в слое фотосинтеза испытывали затухающие колебания. По истечении релаксационного времени сначала была вспышка биомассы фитопланктона (рис. 6.6,б), затем мелких (рис. 6.6,в), а потом крупных (рис. 6.6,г) форм зоопланктона. В последующем, когда запас лимитирующего субстрата в фотическом слое стабилизировался (рис. 6.6,а), соотношение биологических компонентов экосистемы как интегрально, так и по глубине

не, стало характерным их распределению в халистатических районах океана (рис. 6.6–6.7). Кривая 9 на рис. 6.7, 2 показывает, что первичная продукция верхних слоев вод лимитировалась внутриклеточной концентрацией биогенного субстрата, а более глубоких вод слоя фотосинтеза — физиологически активной радиацией.

Таким образом, по истечении 70 сут численного эксперимента, связанного с релаксационными колебаниями в системе, математическая модель (рис. 6.5) обладала удовлетворительным сходством с реально наблюдаемыми пелагическими экосистемами.

Если рассматривать функционирование экосистемы пелагиали на модели начиная с 70-х суток численного эксперимента, то можно отметить, что подобная картина обычно наблюдается в планктонных сообществах, зарождающихся на апвеллингах и развивающихся по мере дрейфа вод до халистатических районов. В них также развитие начинается со вспышки биомассы фитопланктона, после чего развиваются мелкие, а потом крупные формы зоопланктона. Глубина слоя фотосинтеза при удалении от районов апвеллинга также возрастает.

Сходная картина наблюдается также в сезонно вегетирующих пелагических экосистемах. В сопоставлении с ними первый пик первичной продукции на 80-е сутки численного эксперимента соответствует биологической весне (рис. 6.6, б), 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 фотического слоя. Это определило возможность использования модели для изучения динамических характеристик взаимодействия экосистемы фотического слоя с радиоактивными или химическими загрязнителями морской среды в процессе ее сукцессии.

Взаимодействия в экосистеме фотического слоя изучали при низкой, средней и высокой концентрирующей способности загрязнителя гидробионтами. Эффективность усвоения загрязнителя из пищи мелкими и крупными формами зоопланктона была принята равной 0,8. Численные эксперименты на ЭВМ показали, что при низких уровнях концентрирования загрязнителя гидробионтами количество загрязнителя в воде фотического слоя росло линейно во времени (кривая 1 на рис. 6.8). При этом вертикальное распределение загрязнителя в воде имело экспоненциальный вид за счет воздействия только физических процессов перемешивания вод (рис. 6.9, в). При средних уровнях концентрирования количество загрязнителя в воде фотического слоя при равном антропогенном воздействии росло с меньшей скоростью (кривая 2 на рис. 6.8), но биологические компоненты экосистемы еще не справлялись с очисткой вод в рассматриваемом диапазоне значений количества загрязнителя в среде. Когда концентрирующая способность гидробионтов в отношении радиоактивных и химических веществ была высока, то в результате функционирования

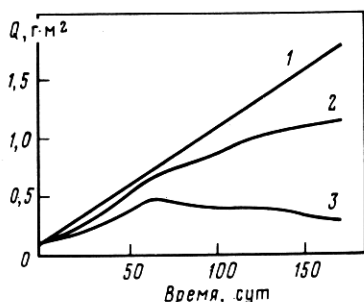


Рис. 6.8. Изменение количества загрязнителя в воде фотического слоя ( $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$ ) при низких (1), средних (2) и высоких (3) уровнях концентрирования загрязнителя компонентами экосистемы:

$Q$  — запас загрязнителя в фотическом слое,  $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$

биологических компонентов экосистемы количество загрязнителя в воде фотического слоя стабилизировалось на определенном уровне (кривая 3 на рис. 6.8). Это было обусловлено тем, что часть первичной продукции органического вещества фотического слоя в результате биоседimentации взвесей опускалась в сторону дна (рис. 6.6, и) и выносила загрязнитель среды, накопленный ими до высоких уровней (рис. 6.7, з) и коэффициентов накопления (рис. 6.9, б). При этом в ВОВ загрязнитель среды концентрировался до больших коэффициентов накопления (кривая б на рис. 6.9, б), чем в других компонентах экосистемы.

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. 6.6, и). Для условий апвеллинга или биологической весны наибольший вклад в очистку среды дали отмирающие клетки фитопланктона.

Следует отметить, что рис. 6.8 иллюстрирует прогнозные характеристики загрязнения фотического слоя при постоянстве антропогенного воздействия и взаимодействии контаминантов с гидробионтами, обладающими различной в отношении его концентрирующей способностью. Очевидно, что в численных экспериментах с неизменяющейся концентрирующей способностью загрязнителя гидробионтами, но при различных темпах его поступления в среду, мог бы быть получен аналогичный результат, был бы определен максимально допустимый темп поступления загрязнителя, при котором в результате функционирования экосистемы концентрация загрязнителя в воде фотического слоя не превышала бы определенной величины. Это свидетельствует о том, что на каждой стадии сукцессии экосистемы обладают определенной самоочищающей способностью в отношении химических и радиоактивных загрязнителей морской среды.

Анализ полуэмпирической модели (рис. 6.5) с эмпирическими блоками, охватывающими обобщенные уравнения (5.12) и (5.13) кинетики обмена радиоактивных и химических веществ гидробионтами, выявил следующие свойства системы загрязнитель в морской среде — экосистема фотического слоя:

1. Система обладает устойчивостью по биотическим параметрам, если

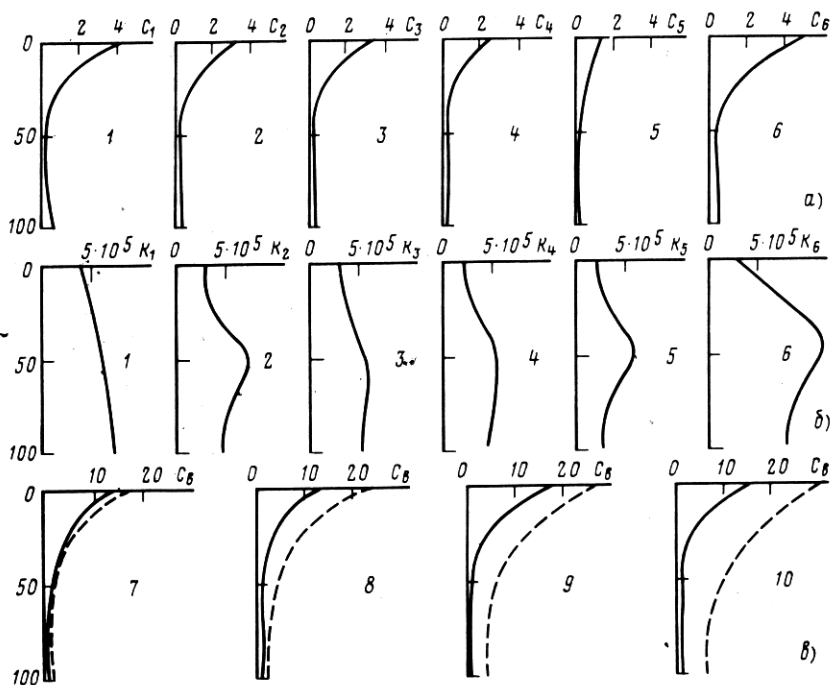


Рис. 6.9. Вертикальное распределение концентрации ( $\text{мкг} \cdot \text{мг}^{-1}$ ) загрязнителя (а), коэффициентов накопления (б) в фитопланктоне (1), бактериях (2), мелких (3) и крупных (4) формах зоопланктона, РОВ (5) и ВОВ (6) через 170 сут и вертикальное распределение загрязнителя ( $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ ) в воде (в) через 40 (7), 80 (8), 120 (9) и 170 (10) суток численного эксперимента. Штриховые линии соответствуют варианту счета при низких уровнях концентрирования загрязнителя компонентами экосистемы, а сплошные — при высоких

первичные продукционные свойства экосистемы лимитируются ФАР и биогенным субстратом в области параметров и состояний системы, не слишком сильно различающихся от наблюдаемых в природе.

2. Динамические состояния системы при неизменности абиотических воздействий определяются затухающими колебательными процессами с периодами колебаний, соответствующими временному масштабу сукцессии в экосистемах фотического слоя. При запредельном 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 экологические параметры модели принимают значения, качественно соответствующие реальным характеристикам распределения компонентов экосистемы в фотическом слое вод.

3. Устойчивость системы в отношении концентрационных 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 концентрации загрязнителя гидробионтами соответствует максимальный темп антропогенного воздействия при котором система в отношении загрязнителя среды устойчива.

Перечисленные свойства модели системы загрязнитель в морской среде — экосистема фотического слоя показали, что учет биоседиментации в уравнениях (5.12) и (5.13) позволил получить математическую модель, пригодную для решения биологических аспектов задач прогнозирования радиоактивного и химического загрязнения фотического слоя океана. Это позволяет ставить задачи исследования стационарных состояний модели для получения оценок самоочищающей способности морской среды, пригодных для экологического и санитарно-гигиенического нормирования. Исследования на модели позволяют также разрабатывать стратегию определения оценок самоочищающей способности акваторий по результатам наблюдений. Проиллюстрируем это примером. Из рис. 6.6 видно, что на разных стадиях сукцессии экосистем биоседиментационное самоочищение среды обеспечивается различными фракциями ВОВ. Очевидно, что именно в этих фракциях ВОВ необходимо измерять концентрацию загрязнителя для оценки его потока из слоя фотосинтеза в подстилающие воды. Если измерять концентрацию загрязнителя во взвешях в целом, то можно получить значительную погрешность. Так, в состоянии экосистемы, близком к стационарному, биоседиментация более чем на 90% обеспечивается продуктами жизнедеятельности зоопланктона (рис. 6.6, и). В то же время расчеты на модели показали, что этой фракции содержится в слое фотосинтеза не более 5% массы ВОВ.

## ГЛАВА 7

### СТАЦИОНАРНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ СИСТЕМЫ ЗАГРЯЗНИТЕЛЬ В МОРСКОЙ СРЕДЕ — ГИДРОБИОНТ

#### 7.1. Условия стационарности

Стационарными называют такие состояния систем, параметры которых неизменны во времени в результате установления динамического равновесия между воздействием факторов. Отдельный случай проявления стационарности — состояние, в котором параметры системы испытывают колебания с неизменяющимися периодом и амплитудными характеристиками.

Во всякой сложной геосистеме возможно протекание разномасштабных процессов. Параметры системы, отражающие ход мелкомасштабных

процессов, достигают стационарного состояния раньше, чем характеристики крупномасштабных процессов. Стационарные состояния подсистем, отражающие процессы, во временном интервале, когда стационарность протекания крупномасштабных процессов еще не достигнута, обычно называют квазистационарными. Типичным примером квазистационарности служит состояние динамического равновесия между поглощением и выведением вещества гидробионтом, описанное выражением (5.12) в условиях, когда стационарность концентрационных характеристик распределения вещества в среде еще не достигнута, а следовательно, по отношению к системе, описанной соотношением (5.13), стационарность также еще не достигнута.

Так как при достижении стационарности состояние системы неизменно, то нет и изменения скорости процессов. Производная от постоянных величин равна нулю. При исследовании стационарных состояний можно, приравнивая правые части уравнений (5.12) и (5.13), определить функциональные связи между параметрами системы.

Во многих сложных геосистемах стационарные состояния определяются неоднозначно относительно начальных условий. В этом случае зависимость между параметрами может отыскиваться не в функциональном виде, а в стохастическом [59] и для исследования полного множества стационарных состояний системы необходимо вынолцять иногда значительное количество численных экспериментов на динамической модели.

При условии стационарности взаимосвязи между параметрами систем можно исследовать решением относительно переменных как одного, так и нескольких равенств, полученных из приравненных нулю правых частей уравнений вида (5.12) и (5.13). В случае нескольких равенств предварительно необходимо анализировать уравнения на наличие в них совпадающих и кратных корней.

## 7.2. Круговорот химических веществ в гидробионтах

Поступающие в гидробионты химические вещества, в том числе и загрязнители среды, в итоге снова выводятся в воду в результате метаболических и сорбционных процессов. За время контакта с гидробионтами химические вещества вступают в биохимические реакции и оказывают как полезные, так и токсические воздействия на живые вещества морской среды, и могут, в свою очередь, изменять собственные физико-химическую форму и состояние.

Знание периода пребывания химических веществ в гидробионтах  $T$  весьма важно, так как чем больше времени биогенный субстрат пребывает в гидробионте, тем, очевидно, в большей степени при прочих равных условиях будет проявляться лимитирующее воздействие данного субстрата на продукционные характеристики экосистемы в целом. Быстро обменивающийся субстрат при равном содержании в среде с медленно обменивающимся может оказывать воздействие на большой поток продуциру-



емого в экосистеме органического вещества. Поэтому сопоставление величины  $T$  с общим временем пребывания биогенных субстратов в зоне фотосинтеза может использоваться при изучении характеристик химического лимитирования продукционных процессов. Когда вещество является химическим или радиоактивным загрязнителем среды, то, очевидно, чем больше оно находится в контакте с животными, тем значительней вероятность проявления токсического его воздействия на гидробионт.

Если обменные процессы стационарны, то период пребывания вещества в гидробионте  $T$  можно определить соотношением

$$T = C_T / \nu_{об}, \quad (7.1)$$

где  $C_T$  — концентрация вещества в гидробионте;  $\nu_{об}$  — скорость обмена вещества гидробионтом.

В наиболее простом случае, при парентеральном поступлении вещества в один обменный фонд гидробионта, а также без учета продукционных процессов и при  $C_B \ll K_m$  балансовое равенство изменения концентрации вещества в компоненте экосистемы имеет вид

$$\frac{dC_T}{dt} = p(C_B K_c - C_T). \quad (7.2)$$

Из выражения (7.2) видно, что при условиях стационарности скорость выведения вещества равна скорости его обмена гидробионтом  $\nu_{об} = C_T p$ . Подставив значение  $\nu_{об}$  в формулу (7.1), получим

$$T = 1/p. \quad (7.3)$$

Таким образом, период круговорота вещества через обменный фонд гидробионта равен величине, обратной показателю скорости его выведения из обменного фонда.

Важно знать, одинаковое ли количество времени пребывают атомы вещества в обменном фонде. Если бы время пребывания каждого атома вещества в обменном фонде было одинаковым, то в опытах по выведению радионуклидов наблюдалось бы линейное уменьшение концентрации радионуклида в гидробионте во времени. Так как выведение из фонда идет по экспоненциальным зависимостям вида (2.15), то за промежутков, равный постоянной времени экспоненты  $\tau_{05}$ , концентрация вещества в обменном фонде гидробионта снижается лишь вдвое. Максимальное время пребывания атомов в фонде  $T_{\max}$  может быть определено только приближенно. Обычно за  $T_{\max}$  принимается время  $T_{\max} \approx 5\tau_{05}$ , за которое обменивается не менее 97% объема фонда. Так как  $p = 0,693/\tau_{05}$ , то  $T_{\max} = 3,5T$ , т.е. максимальное время пребывания вещества в обменном фонде в три с половиной раза больше величины  $T$ . Отсюда следует, что в обменном фонде всегда есть атомы, круговорот которых осуществляется за период, меньший  $T$ . Поэтому параметр  $T$ , рассчитываемый по формуле (7.3), следует считать средним временем круговорота атомов через обменный фонд. Следовательно, модель вида (7.2) отражает

такой кинетический механизм процессов обмена, в результате воздействия которого поток элемента через фонд состоит из атомов, обменивающихся фондом с разными скоростями.

Если имеется несколько обменных фондов, то весь поток обмениваемого гидробионтом элемента следует рассматривать как сумму потоков, каждый из которых характеризуется своим параметром  $T$  среднего времени круговорота атомов в фондах.

Очевидно, что наличие необменного фонда вещества в гидробионте не может быть отражено оценкой  $T$ . Если в обменный фонд вещество может поступать как из пищи, так и из водной среды, то с учетом процессов продуцирования кинетика обмена вещества гидробионтом на основе (5.12) описывается следующим уравнением:

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_B}{K_m + C_B} + C_B R q K_{\Pi} - (p + P/B_{\Gamma}) C_{\Gamma}. \quad (7.4)$$

Подставляя из (7.4) значение  $v_{об} = (p + P/B_{\Gamma})$  в выражение (7.1), получаем

$$T = 1/(p + P/B_{\Gamma}). \quad (7.5)$$

Из уравнения (7.5) видно, что средний период круговорота не зависит от пути поступления и концентрации вещества в гидробионте и в среде, а определяется только интенсивностью метаболических и продукционных процессов в гидробионте.

По отношению к радионуклидам с учетом радиоактивного распада (3.1) с постоянной времени  $\beta_M$  можно записать

$$T = \frac{1}{p + P/B_{\Gamma} + \beta_M}. \quad (7.6)$$

Таким образом, поток элемента через гидробионт состоит из суммы потоков, максимальное время пребывания атомов каждого потока в гидробионте в 3,5 раза превышает среднее. Период круговорота вещества через гидробионт определяется интенсивностью метаболических и продукционных процессов и не зависит от пути поступления и концентрации вещества в гидробионте и воде.

### 7.3. Биоциркуляционный круговорот веществ в морской среде

Химические и радиоактивные загрязнители среды могут изменять физико-химические формы и состояния, а также токсичность в результате биотических взаимодействий в гидробионтах и экосистемах [40]. Отсюда следует, что определение биоциркуляционного круговорота, т.е. периода времени, в течение которого вещества вступают во взаимодействие с гидробионтами, является важной характеристикой роли биоты в формировании физико-химических свойств радиоактивных и химических веществ в морской среде.

Для оценки периода биоциркуляционного круговорота  $T_6$  химических и радиоактивных веществ в морской среде Куэнзлер [148] предложил формулу

$$T_6 = C_B / \left( \frac{B_\Gamma}{m_B} v_{об} \right), \quad (7.7)$$

где  $B_\Gamma/m_B$  — удельная биомасса гидробионта в среде.

В наиболее простом случае, когда антропогенное загрязнение и физический перенос отсутствуют, а гидробионты не продуцируют органическое вещество и имеют лишь один, заполняемый парентерально, обменный фонд вещества, из выражения (5.12) следует, что скорость изменения концентрации химического или радиоактивного вещества в среде в результате взаимодействия с гидробионтами в области  $C_B \ll K_m$  описывается уравнением

$$\frac{dC_B}{dt} = \frac{B_\Gamma}{m_B} (C_\Gamma p - C_B K_{cp}). \quad (7.8)$$

Подставив в формулу (7.7) значение  $v_{об} = C_B K_{cp}$  из выражения (7.8), получим

$$T_6 = 1 / \left( \frac{B_\Gamma}{m_B} K_{cp} \right). \quad (7.9)$$

Соотношение (7.9) показывает, что биоциркуляционный круговорот тем интенсивнее, чем выше удельная биомасса, коэффициент накопления и показатель скорости обмена вещества гидробионтом.

С учетом поступления вещества в необменные фонды гидробионта и при  $C_B$ , соизмеримом с  $K_m$  из (5.12), получим

$$T_6 = 1 / \left[ \frac{B_\Gamma}{m_B} \left( \frac{V_m}{K_m + C_B} + \frac{r_{нб} p}{B_\Gamma} \right) \right]. \quad (7.10)$$

Из формулы (7.10) видно, что если гидробионты имеют необменный фонд вещества, то  $T_6$  с увеличением биологической продуктивности вод уменьшается. Величина  $T_6$  также зависит от концентрации вещества в воде. В области микроконцентраций (при  $C_B \ll K_c$ ) это влияние незначительно. Если  $C_B$  соизмеримо с  $K_m$ , то с увеличением  $C_B$  период биоциркуляционного круговорота вещества возрастает.

Применительно к продукционным проблемам отсюда следует, что при избытке поступления биогенных субстратов относительная способность к их биотической ассимиляции убывает и возрастает экологическая опасность гипертрофикации вод.

Если же рассматривать связь между  $C_B$  и  $T_6$  в аспекте проблем самоочищения, то можно заключить, что с увеличением антропогенного потока загрязнений  $C_B$ , по сравнению с  $K_m$ , возрастает, а интенсивность влияния биотического фактора среды на трансформацию загрязнений умень-

шается. Конечно, это не означает, что вероятность токсического воздействия загрязнителей на гидробионты уменьшается. С увеличением  $C_B$  величина  $C_T$  возрастает или остается постоянной. Следовательно, с увеличением антропогенного воздействия экологическая опасность не убывает.

Следует отметить, что выражения (7.9) и (7.10) могут быть легко трансформированы для оценки величины  $T_6$  в случаях, когда гидробионт имеет несколько обменных фондов, а также если в рассмотрение входят компоненты экосистем с различными показателями обменной способности в отношении вещества. В первом случае в выражение (7.9) вместо  $K_{cp}$  необходимо поставить сумму  $B_i p_i$ , где индекс  $i$  относится к номеру обменного фонда. Во втором случае в формуле (7.10) произведение  $B_T$  на многочлен в скобках должно быть заменено соответствующей суммой, учитывающей вклад в  $v_{об}$  каждого компонента.

#### 7.4. Сравнение парентерального и алиментарного путей поглощения химических веществ гидробионтами

Задача изучения процессов непосредственного поглощения веществ консументами из водной среды и пищевого пути поступления веществ поставлена еще в начале нашего века [169]. С тех пор к ее решению исследователи возвращались неоднократно [57, 58, 147], и интерес к ней поддерживается до настоящего времени [36]. В данном разделе рассмотрим возможности применения обобщенного уравнения (5.12) кинетики взаимодействия радиоактивных и химических веществ с гидробионтами для оценки роли пищи и водной среды в минеральном питании гидробионтов.

В гл. 3 было показано, что при парентеральном поглощении кинетика обмена  $^{65}\text{Zn}$  зоопланктонными организмами *Euchirella* sp. (рис. 3.5) описывается двухкамерной моделью вида (2.13) с параметрами  $B_1 = 150$ ;  $p_1 = 3,46 \text{ сут}^{-1}$ ;  $B_2 = 1360$  и  $p_2 = 0,139 \text{ сут}^{-1}$ . Кинетика пищевого поглощения  $^{65}\text{Zn}$  этим же видом копепод при питании их одноклеточными водорослями перидиниум в параллельных экспериментах (рис. 4.3) удовлетворительно описывается моделью вида (4.6) с параметрами  $B_1 = 6 \cdot 10^{-3}$ ;  $p_1 = 4,15 \text{ сут}^{-1}$ ;  $B_2 = 52 \cdot 10^{-3}$  и  $p_2 = 0,102 \text{ сут}^{-1}$ . В этих опытах концентрация радионуклида в пище составляла  $20 \text{ имп} \cdot \text{мин}^{-1} \cdot \text{мг}^{-1}$  и в течение времени не изменялась. В уравнениях (2.13) параметры  $B_1$  и  $B_2$  рассчитывали в виде отношений стационарного содержания  $^{65}\text{Zn}$  в фондах копепод к концентрации  $^{65}\text{Zn}$  в воде. В соотношениях (4.6) при расчете  $B_1$  и  $B_2$  стационарные концентрации  $^{65}\text{Zn}$  в фондах животных относились к концентрации этого радионуклида в пище. В обоих экспериментах копеподы за весь период наблюдений не росли.

Сравнение параметров моделей пищевого и парентерального путей поглощения  $^{65}\text{Zn}$  эухиреллами показало, что соотношение фондов  $^{65}\text{Zn}$  в этих животных примерно одинаково. Константы скорости обмена этих

фондов также близки по значению. Это свидетельствует о том, что животные "не различают"  $^{65}\text{Zn}$ , поступивший с пищей, от  $^{65}\text{Zn}$  водной среды и метаболизм цинка, поступившего как парентерально, так и алиментарно, у эухирел одинаков. Различия абсолютных величин обменных фондов в этом случае можно объяснить различием удельных концентраций  $^{65}\text{Zn}$  в пище и водной среде.

Идентичность метаболических констант  $p_1$  и  $p_2$ , отражающих кинетику обмена  $^{65}\text{Zn}$ , поступившего в животных с пищей и из водной среды, позволила объединить выражения (2.13) и (4.6) в единые уравнения:

$$\begin{aligned}\frac{dC_1}{dt} &= C_B B_1 p_1 + \alpha R q C_{\Pi} - C_1 p_1; \\ \frac{dC_2}{dt} &= C_B B_2 p_2 + (1 - \alpha) R q C_{\Pi} - C_2 p_2; \\ C_{\Gamma} &= C_1 + C_2,\end{aligned}\tag{7.11}$$

в которых параметры  $B_1$  и  $B_2$  соответствуют парентеральному поглощению вещества гидробионтом.

Из выражений (7.11) видно, что скорость поступления  $^{65}\text{Zn}$  из воды равна  $v_B = C_B (B_1 p_1 + B_2 p_2)$ , а из пищи  $v_{\Pi} = R q C_{\Pi}$ . Процентный вклад пищевого пути в процесс поглощения элемента гидробионтом описывается выражением

$$\frac{v_{\Pi}}{v_B + v_{\Pi}} = \frac{R q C_{\Pi}}{C_B (B_1 p_1 + B_2 p_2) + R q C_{\Pi}} \cdot 100\%.\tag{7.12}$$

Формула (7.12), очевидно, справедлива как для радионуклидов, так и их стабильных аналогов. Однако применение метода радиоактивных индикаторов только тогда отражает истинное соотношение путей поступления стабильных аналогов радионуклидов, когда удельная активность радионуклида в пище  $C_{\Pi} = K_{\Pi} C_B$ , где  $K_{\Pi}$  — стационарный коэффициент накопления элемента в пище. Подставив значение  $C_{\Pi}$  в (7.12), получаем соотношение

$$\frac{v_{\Pi}}{v_B + v_{\Pi}} = \frac{R q K_{\Pi}}{B_1 p_1 + B_2 p_2 + R q K_{\Pi}} \cdot 100\%,\tag{7.13}$$

параметры которого не зависят от концентрации вещества в воде.

Расчет по формуле (7.13) показал, что при  $K_{\Pi} = 15\,000$  для фитопланктона [151],  $q = 1$ , а также минимальном ( $R = 0,1$ ) и максимальном ( $R = 0,5$ ) рационах копейод вклад пищевого пути в поглощение  $\text{Zn}$  *Euchirella* sp. лежит в пределах 68–92%. Отсюда следует, что в экспериментах с *Euchirella* sp. в отсутствие роста пищевой путь являлся преобладающим в поглощении  $\text{Zn}$  животными [49].

В природных условиях наиболее характерно для морских животных состояние продуцирования ими органического вещества. Рассмотрим

задачу определения роли пищи и непосредственно водной среды в поступлении веществ в гидробионты на базе модели (7.11), дополнив ее параметрами, учитывающими продукционные процессы. Свернув уравнения (7.11) в одно, с учетом (4.15), получим

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = C_B(B_1p_1 + B_2p_2) + R(C_{\Pi}q - C_{\Gamma}q_{\Pi}) - p_1C_1 - p_2C_2. \quad (7.14)$$

Из (7.14) аналогичная выражению (7.13) формула определения вклада пищевого пути в поглощение вещества гидробионтами имеет вид

$$\frac{v_{\Pi}}{v_B + v_{\Pi}} = \frac{R(K_{\Pi}q - K_{\Gamma}q_{\Pi})}{B_1p_1 + B_2p_2 + R(K_{\Pi}q - K_{\Gamma}q_{\Pi})}. \quad (7.15)$$

Соотношение (7.15) показывает, что роль пищи в поступлении вещества в гидробионты в значительной степени определяется коэффициентом его накопления пищей. В зависимости от знака разности  $K_{\Pi}q - K_{\Gamma}q_{\Pi}$  роль пищевого пути может быть положительной, нулевой и отрицательной. Последнее обозначает, что если  $K_{\Pi}q < K_{\Gamma}q_{\Pi}$  и знаменатель выражения (7.15) положителен, то роль пищи будет сводиться лишь к снижению концентрации вещества в гидробионте по отношению к той, которая бы установилась, если бы животные поглощали вещество только через внешние покровы тела. Зависимость стационарного коэффициента накопления вещества  $K_{\Gamma}$  гидробионтом от  $K_C = B_1 + B_2$ ,  $K_{\Pi}$  и метаболических констант из уравнения (7.14) выражается следующим образом:

$$K_{\Gamma} = \frac{B_1p_1 + B_2p_2 + RK_{\Pi}q}{(B_1p_1 + B_2p_2)\frac{1}{K_C} + Rq_{\Pi}}. \quad (7.16)$$

Воспользуемся результатами экспериментов пищевого и парентерального поглощения  $^{65}\text{Zn}$  для оценки роли пищи в поглощении цинка эухиреллами в процессе их роста. Так как копеподы имеют только ступенчатый соматический рост, то примем допущение, что эти оценки будут относиться лишь к популяционным характеристикам данного вида животных.

Расчеты показали, что при  $R = 0,1$  коэффициент накопления  $\text{Zn}$  эухиреллами  $K_{\Gamma} = 3900$ , а при  $R = 0,5$   $K_{\Gamma} = 8450$ . Вклады пищевого пути в поглощение  $\text{Zn}$  при этом соответственно составили 61 и 82%. Результаты расчетов показали, что с увеличением рационов коэффициенты накопления  $^{65}\text{Zn}$  у растущих эухирелл должны возрастать, а вклад пищевого пути в общее количество поглощенного радионуклида уменьшаться.

Для получения характеристики связей между коэффициентами накопления веществ растущими гидробионтами в зависимости от  $K_C$  и  $K_{\Pi}$  воспользуемся однокамерной моделью пищевого и парентерального поглощения вещества гидробионтом. С учетом (4.15) она имеет вид

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = C_B K_C p + R(C_{\Pi}q - C_{\Gamma}q_{\Pi}) - C_{\Gamma}p. \quad (7.17)$$

Из условия стационарности с учетом, что  $C_{\Pi} = K_{\Pi} C_{\text{в}}$ , получим

$$K_{\Gamma} = K_{\text{с}} \left( p + \frac{K_{\Pi}}{K_{\text{с}}} Rq \right) / (p + Rq_{\Pi}). \quad (7.18)$$

Из формулы (7.18) видно, что если гидробионт не продуцирует органическое вещество ( $q_{\Pi} = 0$ ), то при алиментарном и парентеральном поглощении элемента коэффициент его накопления гидробионтом  $K_{\Gamma}$  всегда выше, чем  $K_{\text{с}}$ . Значение  $K_{\Gamma}$  также выше  $K_{\text{с}}$ , если  $K_{\Pi} > K_{\text{с}}$ . В пределе, если  $K_{\Pi} \gg K_{\text{с}}$ , значение  $K_{\Gamma}$  стремится к значению  $K_{\Pi}$ . Если  $K_{\Pi} < K_{\text{с}}$ , то  $K_{\Gamma} < K_{\text{с}}$ .

Таким образом, при парентеральном и алиментарном путях поглощения элементов гидробионтами роль пищевого пути определяется продукционной способностью гидробионтов и отношением концентрации элемента в пище и гидробионте. В отсутствие процессов роста алиментарный путь всегда приводит к повышению содержания элемента в гидробионте по сравнению с его концентрацией в нем, обусловленной только парентеральным поглощением элемента. У продуцирующих органическое вещество гидробионтов парентеральный путь может как повышать, так и снижать концентрацию элемента в гидробионте по сравнению с воздействием только парентерального механизма его поглощения. Если концентрация элемента в пище ниже, чем в гидробионте, то пищевой путь приводит к снижению концентрации элемента в гидробионте. При превалировании пищевого пути в поглощении элемента гидробионтом передача вещества по трофической цепи идет в направлении снижения его концентрации в каждом последующем звене этой цепи.

### 7.5. Биоседиментационный вынос химических веществ из фотического слоя

Биоседиментацию, наряду с переносом мигрирующим зоопланктоном, можно отнести к главным факторам воздействия биоты на распределение химических веществ в наиболее деятельном фотическом слое океана. Поток биоседиментов, достигая дна, также приводит к депонированию химических веществ, в том числе и загрязнителей среды, в грунтах.

Биоседименты составляют часть взвешенного органического вещества, опускающуюся в сторону дна в результате воздействия гравитационных сил. Они формируются из отмерших клеток фито- и бактериопланктона и продуктов жизнедеятельности (фекалий, фекальных пеллетов, трулов и экзоскелетов) зоопланктона и нектона. Накопление химических веществ в биоседиментах определяется как концентрирующей способностью живого вещества — источника биоседиментов, так и в процессе сорбционного взаимодействия ВОВ с субстратами водной среды. Процессы первичного продуцирования являются источником ВОВ, а следовательно, и первопричиной биоседиментационной очистки морской среды.

Оценим на модели вида (5.12) и (5.13) связь между интенсивностью процессов первичного продуцирования и скоростью биоседиментационной

очистки вод фотического слоя от радиоактивных или химических загрязнений.

Для решения поставленной задачи воспользуемся балансовыми равенствами, отражающими скорости изменения концентрации веществ — загрязнителей среды и биомассы (органического вещества) в экосистеме фотического слоя. Обратимся к равенству, замкнутому по загрязнителю среды, при допущении, что горизонтальное и вертикальное распределение параметров экосистемы неизменно во времени и нижняя граница фотического слоя совпадает со слоем скачка плотности вод. При указанных допущениях скорость изменения концентрации загрязнителя в фотическом слое  $C_B$  под единицей площади поверхности опишется выражением [82]

$$\frac{dC_B}{dt} = \sum_{i=1}^n m_i [r_i C_{Ti} - (C_B - \sum_{i=1}^n C_{Ti} m_i) r_{Bi}] - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^3 P_{ij} C_{ij} - \Delta C_f + \Delta C, \quad (7.19)$$

где  $m_i$  — удельная биомасса компонента экосистемы;  $C_{Ti}$  — концентрация загрязнителя в компоненте экосистемы;  $r_{Bi}$  и  $r_i$  — показатели скорости поглощения и выведения загрязнителя компонентом экосистемы;  $P_{i1}$ ,  $P_{i2}$ ,  $P_{i3}$  и  $C_{i1}$ ,  $C_{i2}$ ,  $C_{i3}$  — соответственно удельные продукции фекалий, экзоскелетов, линичных шкурок и т.д., а также мертвых организмов и их остатков, производимых каждым компонентом экосистемы и концентрации загрязнителя в них;  $\Delta C_f$  — скорость элиминации загрязнителя из фотического слоя в результате физических процессов;  $\Delta C$  — скорость поступления загрязнителя в среду. Первый член правой части равенства (7.19) отражает концентрирование загрязнителя в органическом веществе экосистемы, второй член — удаление его с продуктами жизнедеятельности компонентов экосистемы в результате седиментации через слой скачка, третий — физический перенос из фотического слоя и четвертый — поступление загрязнителя в среду. Для определения значимости продуктов жизнедеятельности экосистемы в удалении загрязнений из фотического слоя допустим, что все  $C_{ij}$  равны  $C_T$  — осредненной концентрации загрязнителя, накопленного в продуцируемом органическом веществе. Тогда можно записать:

$$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^3 P_{ij} C_{ij} = P_B C_T, \quad (7.20)$$

где  $P_B$  — часть продукции взвешенного органического вещества экосистемы, удаляемая из фотического слоя в результате седиментационных процессов.

Для оценки величины  $P_B$  обратимся к балансовым равенствам, замкнутым по биомассе. Можно отразить скорость изменения биомассы про-



дуцентов  $B_p$  и консументов  $B_k$  в экосистеме фотического слоя следующим образом:

$$\frac{dB_p}{dt} = \sum_{i=1}^{n_p} C_i B_{pi} - \sum_{i=1}^{n_k} R_i - \sum_{i=1}^{n_p} E_{pi}; \quad (7.21)$$

$$\frac{dB_k}{dt} = \sum_{i=1}^{n_k} A_i - \sum_{i=1}^{n_k} T_i - \sum_{i=1}^{n_k} E_{ki} - \sum_{i=1}^{n_k} S_i, \quad (7.22)$$

где  $c_i$ ,  $B_{pi}$  — соответственно удельная продукция и биомасса компонента продуцентов;  $R_i$  — скорость потребления пищи компонентом консументов;  $E_{pi}$  и  $E_{ki}$  — скорость элиминации особей компонентов продуцентов и консументов;  $A_i$  — скорость ассимиляции пищи компонентом консументов;  $T_i$  — скорость трат компонента экосистемы на энергетический обмен;  $S_i$  — характеристика скорости трофического взаимодействия консументов;  $n_p$  и  $n_k$  — количество продуцентов и консументов ( $n_p + n_k = n$ ).

Первый член правой части уравнения (7.21) отражает скорость первичного продуцирования органического вещества. Вклад хемосинтезирующего бактериопланктона в продукцию может составлять от 1 до 50% [96]. В нашем случае первый член формулы (7.21) отражает продуцирование органического вещества суммарным фито- и бактериопланктоном. Обозначим его через  $P$  и в дальнейшем будем его именовать первичной продукцией экосистемы. Второй член отражает выведение продуцентов, а третий их элиминацию. Первый член правой части (7.22) отражает ассимиляцию консументов, а остальные — траты на дыхание, элиминацию и потребление низших консументов консументами более высоких уровней. Очевидно, что

$$\sum_{i=1}^{n_k} A_i = \sum_{i=1}^{n_k} R_{ki} (1 - H_i), \quad (7.23)$$

где  $R_{ki}$  и  $H_i$  — соответственно скорость поглощения пищи и выделения фекалий консументами. Из условия закона сохранения биомассы в экосистеме можно записать:

$$\sum_{i=1}^{n_k} R_{ki} = \sum_{i=1}^{n_k} R_i + \sum_{i=1}^{n_k} S_i. \quad (7.24)$$

Подставив уравнение (7.24) в выражение (7.22), получим

$$\frac{dB_k}{dt} = \sum_{i=1}^{n_k} R_i - \sum_{i=1}^{n_k} H_i \left( \sum_{i=1}^{n_k} R_i + \sum_{i=1}^{n_k} S_i \right) -$$

$$- \sum_{i=1}^{n_K} T_i - \sum_{i=1}^{n_K} E_{Ki}. \quad (7.25)$$

Выражение (7.25) отражает тот факт, что исходными источниками продукции консументов являются только фитопланктон и хемосинтезирующий бактериопланктон.

В уравнении (7.21) третий член правой части отражает переход продуцентов после отмирания во взвешенное органическое вещество, а в уравнении (7.25) переход во взвесь отражают второй и четвертый члены, так как энергетический обмен ведет лишь к минерализации органического вещества. Балансовое равенство по взвешенному органическому веществу  $B_{\text{ВОВ}}$  можно записать следующим образом:

$$\begin{aligned} \frac{dB_{\text{ВОВ}}}{dt} = & \sum_{i=1}^{n_P} E_{Pi} + \sum_{i=1}^{n_K} E_{Ki} + \\ & + \sum_{i=1}^{n_K} H_i \left( \sum_{i=1}^{n_K} R_i + \sum_{i=1}^{n_K} S_i \right) - P_B - P_P, \end{aligned} \quad (7.26)$$

где  $P_P$  — скорость перехода взвешенного органического вещества в растворенное органическое вещество.

Оценим значение  $P_B$  при допущении, что биоценоз фотического слоя находится в стационарном состоянии по отношению ко взвешенному веществу. В выражении (7.26) первые три члена отражают образование взвесей: первые два в результате отмирания продуцентов и консументов, а третий вследствие поступления во взвесь фекалий, личинок шкур, экзоскелетов, оболочек яиц после выклеывания, клеточных оболочек и т.д. Из уравнений (7.21) и (7.25) следует, что продукция взвесей отличается от первичной продукции  $P$  на величину трат на дыхание, при которых живое органическое вещество минерализуется. Приняв  $\sum T_i = T$ , из уравнения (7.26) можно выразить  $P_B$ , которое равно

$$P_B = P - (T + P_P). \quad (7.27)$$

Таким образом, возвращаясь к выражению (7.20), можно заключить, что продукция фекалий, экзоскелетов, личинок шкур и т.п., а также мертвых животных, определяющая удаление загрязнений из фотического слоя, равна первичной продукции экосистемы за вычетом перехода части продукции в РОВ,  $\text{CO}_2$  и  $\text{H}_2\text{O}$ . Таким образом, скорость  $\nu_{\text{бс}}$  биоседиментационного очищения вод слоя фотосинтеза от радиоактивных или химических загрязнений

$$\nu_{\text{бс}} = C_T(P - T - P_P). \quad (7.28)$$

Если выразить  $C_T$  через  $K_T$  и  $C_B$ , то

$$\nu_{\text{бс}} = K_T C_B (P - T - P_P). \quad (7.29)$$

Оценим значения величин  $T$  и  $P_p$  по отношению к первичной продукции. В открытых частях водоемов выедание продуцентов консументами достигает 90% суточной продукции [93]. Из потребленного консументами органического вещества в среднем 25–40% составляют траты на дыхание [72]. По оценкам Б.А. Скопинцева [95], до 90% первичных продуцентов минерализуется, не достигая глубины 100 м. По наблюдениям Хардинга [141], мертвые калянусы при  $t = 24^\circ\text{C}$  разлагаются до сохранения лишь наружных покровов за 3 сут, а при  $t = 4^\circ\text{C}$  за 11 сут. Скорость пассивного опускания клеток фитопланктона составляет от 1 до 6150, простейших — 30–4800, зоопланктона (многоклеточных) — 36–2270, фекальных образований — 36–376 и взвешенного органического вещества (размеры 2–60 мкм) —  $0,12\text{--}1,1 \text{ м} \cdot \text{сут}^{-1}$  [93]. Если допустить, что выедание продуцентов составляет 90% первичной продукции, то траты консументов на дыхание  $T$  составляют от 2 до 36% или в среднем 29%  $P$ . Сравнение интенсивности минерализации органического вещества фитопланктона со скоростью опускания мертвых клеток микрофитов показывает, что вклад фитопланктона во взвеси, проходящие через слой скачка, мал. По-видимому, элиминируемые 10% первичной продукции можно принять в качестве нижней оценки величины  $P_p$ . В то же время мертвые зоопланктеры, их фекалии и личинные шкурки, опускаясь со скоростью от 30 до  $2270 \text{ м} \cdot \text{сут}^{-1}$  (медиана  $400 \text{ м} \cdot \text{сут}^{-1}$ ), должны успевать опускаться ниже слоя скачка до их разложения. Отсюда  $P_b = P(1 - 0,29 - 0,1) = 0,61$  или, приняв скорость лизиса РОВ в фотическом слое равной 0,11 от  $P$ , получим  $P_b \approx 0,5P$ .

В наших исследованиях на модели биоседиментация в значительной степени зависела от стадии сукцессии экосистемы. В конце биологической весны или при дрейфе вод за пределы апвеллинга величина  $P_b$  превышала первичную продукцию (рис. 6.6,  $u$ ). В климаксном состоянии экосистемы фотического слоя  $P_b$  составляла 30–40% первичной продукции слоя фотосинтеза. Концентрация загрязнителя в биоседиментационном материале в значительной степени зависела от источника живого вещества, переходящего в ВОВ. В конце биологической весны основным источником ВОВ были отмершие клетки фитопланктона, а в климаксном состоянии экосистемы — продукты жизнедеятельности зоопланктона. Исследования на модели в целом показали, что в уравнениях (7.28) или (7.29) необходимо использовать параметры, соответствующие конкретному состоянию экосистемы, по отношению к которой делается оценка биоседиментационной способности самоочищения вод.

## 7.6. Сравнение биотических факторов вертикального переноса радиоактивных и химических веществ в океане

Основные факторы, определяющие вертикальный перенос радиоактивных и химических веществ в океане, — это циркадные ритмы миграции планктона и биоседиментация.

В составе планктона суточные вертикальные миграции (циркадные ритмы) наблюдаются у отдельных видов фито- и зоопланктона. Амплитуда миграции фитопланктона не превышает 10 м, а у планктона суточные вертикальные перемещения могут достигать 500 м [21]. В связи с малой значимостью процесса вертикального переноса химических веществ фитопланктоном, обусловленной незначительной относительной массой мигрирующего фитопланктона и небольшой амплитудой его суточных перемещений, интерес исследователей привлекли лишь задачи оценки переноса радиоактивных и химических веществ мигрирующим зоопланктоном [28, 98, 145] и биоседimentацией [82, 176].

Скорость вертикального переноса веществ в результате суточных миграций зоопланктона рассчитывается по формуле [98]

$$v_m = B_T C_B \Delta K, \quad (7.30)$$

где  $B_T$  — биомасса мигрирующего зоопланктона;  $C_B$  — концентрация радиоактивного или химического вещества в слое, из которого оно выносятся;  $\Delta K$  — стационарное значение ежесуточного изменения коэффициента накопления вещества зоопланктоном при миграции из слоев с высокой в слои с низкой концентрацией вещества в воде. Величина  $\Delta K$  в выражении (7.30) рассчитывается по результатам численных экспериментов на модели [28].

Формула для оценки скорости биоседimentационного переноса веществ в результате функционирования экосистемы фотического слоя (7.28) приведена в предыдущем параграфе. Применительно к популяции зоопланктонов она может быть переписана в следующем виде [176]:

$$v_{bc} = C_T B_T (a_c + a_l) + C_f R a_f, \quad (7.31)$$

где  $B_T$  и  $C_T$  — соответственно биомасса мигрирующего зоопланктона и концентрация вещества в нем;  $R$  — суточный рацион зоопланктона;  $a_c$  и  $a_l$  — показатели скорости смертности и прижизненных выделений ВОВ (личинных шкур и т.д.);  $a_f$  — коэффициент перехода неусвоенной пищи зоопланктона в ВОВ;  $C_f$  — концентрация вещества в фекалиях. В выражении (7.31) значения  $C_T$  и  $C_f$  могут быть получены из уравнений вида (5.12) и (5.13). При допущении, что концентрация вещества в зоопланктоне и его фекалиях совпадает, с учетом (7.29) получим формулу для сравнения скорости биомиграционного и биоседimentационного переноса радиоактивных и химических веществ зоопланктоном

$$v_m / v_{bc} = \Delta K / K_T (a_c + a_l + R a_f / B_T). \quad (7.32)$$

Применим соотношение (7.32) для оценки биоциркуляционного и биоседimentационного переноса  $^{137}\text{Cs}$  мигрирующими гипериддами. Результаты расчетов на модели и эксперименты (рис. 6.3) показали, что для гиперидов  $\Delta K$  может достигать величины  $0,8 K_T$ . В стационарном состоянии популяции гиперидов (при  $B_T = \text{const}$ ) величина  $a_c + a_l$  равна разности между их удельной продукцией и показателем скорости генеративного

роста. Для зоопланктона максимальные оценки удельной продукции не превышают  $0,3 \text{ сут}^{-1}$  [37]. В связи с этим "оценкой сверху" для  $a_c + a_f$  может быть величина, равная  $0,3 \text{ сут}^{-1}$ . Максимальные суточные рационы для зоопланктона, как правило, не превышают собственной массы их тела, а выделенная в виде твердых фекалий пища составляет в среднем 20% рациона [72]. В качестве оценок в выражении (7.32) могут быть использованы значения  $R = B$  и  $a_f = 0,2$ . Подстановкой в формулу (7.32) значения оценок ее параметров получим  $v_m/v_{bc} = 1,6$ .

Таким образом, биоциркуляционный вертикальный перенос  $^{137}\text{Cs}$  популяцией мигрирующих гиперидов в 1,6 раза превышает перенос  $^{137}\text{Cs}$  продуктами их жизнедеятельности. В целом скорости биоциркуляционного и биоседиментационного переноса  $^{137}\text{Cs}$  гиперидами составляют величины одного порядка.

Следует отметить, что гипериды достаточно быстро обменивают  $^{137}\text{Cs}$  по сравнению с другими зоопланктонами. Для креветок при коэффициенте накопления  $^{137}\text{Cs}$   $K_T = 34$  получено  $\Delta K = 2,83$ , что составляет  $\Delta K = 0,083 \cdot K_T$ . Это означает, что при тех же значениях параметров выражения (7.32) получаем  $v_m/v_{bc} = 0,17$ . Полученная оценка относительно переноса Cs креветками имеет величину, характерную для других химических веществ. Лоуман с соавторами [151] установили, что доля миграции 14 радионуклидов химических элементов, потенциальных загрязнителей морской среды, происходящая в результате циркадных ритмов зоопланктона, не превышает 12% переноса их личинными шкурками и фекалиями. Смол и Фаулер [176] в опытах с  $^{65}\text{Zn}$  и эуфаузидами также пришли к выводу о преобладающей роли продуктов их метаболизма в вертикальном переносе Zn.

Как уже указывалось, способностью к вертикальным суточным миграциям обладают не все виды зоопланктонного комплекса. Кроме того, результирующий перенос элементов зоопланктоном может быть отличен от нуля только в том случае, если имеется градиент вертикального распределения элементов по глубине. Этот перенос направлен в сторону уменьшения градиента. В то же время источником биоседиментов являются все компоненты планктонного и нектонного комплексов. Вертикальный биоседиментационный перенос отличен от нуля, в том числе и тогда, когда концентрация элемента по глубине распределена равномерно. В отдельных случаях, когда существует подъем органики с пузырьками газов ("антидождь"), он может быть направлен в сторону поверхности. Результирующий перенос элементов всегда направлен в сторону дна, так как основное воздействие на вертикальное перемещение ВОВ в морской среде оказывают гравитационные силы. Отсюда следует, что биоседиментация — основной фактор биотического вертикального переноса радиоактивных и химических веществ из фотического слоя океана.

## 7.7. Сравнение физического и биологического вертикального переноса химических веществ из фотического слоя

К физическим механизмам переноса относится вертикальная составляющая скорости течений, а также адвективное и турбулентное перемешивание вод. Лимитирующим фактором вертикального перемешивания служит формирование в море слоя скачка плотности вод, располагающегося в области наибольших градиентов изменения температуры по глубине. Термоклин может располагаться как близко к поверхности, так и на глубинах, достигающих 150–200 м. Часто нижняя граница термоклина совпадает с предельной глубиной слоя фотосинтеза. В области слоя скачка плотности вертикальная составляющая скорости течений, меняя направление, переходит через нуль [65]. Выше термоклина обнаруживаются восходящие потоки вод, а ниже — нисходящие. В этих условиях в области слоя скачка плотности возникает запирающий слой, препятствующий вертикальному переносу растворенных в воде форм радиоактивных и химических веществ. Водообмен через термоклин обусловлен, в основном, турбулентной диффузией, которая на нижней границе слоя скачка плотности может снижаться до уровня молекулярной: Сезонные изменения глубины залегания термоклина, действуя подобно шлюзу, несколько улучшают условия вертикального переноса растворенных веществ, но тем не менее, турбулентность является основным процессом, определяющим водообмен через слой скачка плотности. По этой причине в литературе все оценки биологического переноса сделаны в сравнении с физическим за счет турбулентной и молекулярной диффузии через слой скачка плотности вод.

Кэтчум и Боуэн [145], сравнивая роль физического и биологического факторов в миграции радиоактивных загрязнений, рассчитали, что при коэффициенте молекулярной диффузии  $A_z = 0,01 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ , интенсивность переноса загрязнений мигрирующим зоопланктоном соизмерима с физическим переносом при биомассе планктона  $2 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$  и коэффициенте накопления радионуклидов  $K_T = 10$ . При  $A_z = 10,0 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$  биологический перенос сравнивают с физическим при  $K_T = 10^4$ . Уточненные оценки, сделанные А.А.Бачуриным с соавторами [98], показали, что перенос мигрирующим планктоном значительно ниже физического даже при коэффициентах накопления на порядок больших, чем указали Кэтчум и Боуэн. Это обусловлено тем, что зоопланктеры, находясь как выше, так и ниже скачка плотности, не успевают полностью обменивать радионуклид.

В предыдущем разделе показано, что основным биологическим фактором переноса является биоседimentация, которая, как правило, на порядок величин превосходит функционирование биоциркуляционного механизма вертикального переноса веществ. Это означает, что задача сравнения физического и биологического факторов переноса должна решаться с учетом также биоседimentационного механизма вертикальной миграции радиоактивных и химических веществ в океане.

В своих расчетах Бачурин с соавторами скорость биологического переноса мигрирующим планктоном определяли по формуле (7.31), а физи-

ческого переноса — из выражения

$$\nu_{\phi} = A_z C_B / \delta, \quad (7.33)$$

где  $\delta$  — глубина градиентного слоя.

Используя формулу (7.33), с учетом (7.29), получаем соотношение для сравнения интенсивности биоседиментационного и физического переноса турбулентной диффузией:

$$\nu_6 / \nu_{\phi} = \delta K_r P_B / A_z, \quad (7.34)$$

в которой величина  $P_B$  выражена в единицах первичной продукции, биоседиментационно удаляемой из столба воды под единицей поверхности слоя фотосинтеза, при допущении, что плотность воды и плотность ВОВ совпадают.

Оценим по формуле (7.34) соотношение между биологическим и физическим вертикальным переносом свинца — одного из наиболее токсичных загрязнителей морской среды. При расчетах примем, что поток биоседиментов  $P_B$  составляет 50% первичной продукции  $P$  слоя фотосинтеза, а значение градиентного слоя  $\delta = 10^3$  см. Коэффициенты накопления свинца фитопланктоном составляют  $10^3 \div 3 \cdot 10^6$ , растительоядным зоопланктоном —  $3 \cdot 10^3 - 2 \cdot 10^6$ , а хищным зоопланктоном —  $2 \cdot 10^2 - 6 \cdot 10^4$  [122]. Так как все эти компоненты экосистемы фотического слоя являются продуцентами биоседиментов, то, усреднив коэффициенты накопления ими свинца, получим  $K_r = 8 \cdot 10^5$ . Максимальная первичная продукция наиболее продуктивного района океана — шельфа Перу — составляет 2200 г органического углерода ( $C_{org}$ ) под квадратным метром слоя фотосинтеза в год [15], или при отношении массы сырой продукции к ее углеродному содержанию, равном 10,  $P = 61 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ . Подставив эти данные в формулу (7.34) при  $A_z = 0,01 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ , получим  $\nu_6 / \nu_{\phi} = 2900$ . Следовательно, при максимальной биологической продуктивности морской среды и в условиях турбулентного водообмена через термоклин, близкого к уровню молекулярной диффузии, биоседиментационный вертикальный перенос свинца может более чем на три порядка превышать физический.

Полученную оценку "сверху" нельзя считать реальной, так как в зонах повышенной продуктивности, как правило, наблюдается подъем вод и вертикальная составляющая скорости течений не равна нулю, а физический перенос обусловлен турбулентной диффузией, а не молекулярной. Молекулярная диффузия ( $A_z = 0,01 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ ) через термоклин, очевидно, имеет место в олиготрофных районах океана, имеющих первичную продуктивность порядка  $25,6 \text{ г} \cdot C_{org} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$  [93] или  $P = 0,7 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}$  в пересчете на массу сырого живого вещества. Олиготрофным районам при  $A_z = 0,01 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$  соответствует значение  $\nu_6 / \nu_{\phi}$ , равное 33,6. Для неритических зон, имеющих продуктивность порядка  $365 \text{ г} \cdot C_{org} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$  или  $P = 10 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}$  и  $A_z = 10 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ , отношение  $\nu_6 / \nu_{\phi} = 0,54$ .

Таким образом, в олиготрофных районах океана биологический перенос Pb в результате процессов биоседimentации более чем на порядок превышает физический, а в неритических зонах биологический и физический перенос равен по интенсивности.

Соотношение (7.34) показывает, что роль биоседimentационного вертикального переноса в значительной степени определяется концентрирующей способностью гидробионтов и ВОВ в отношении химических веществ морской среды. Если химические элементы концентрируются в живом веществе до низких уровней, то вертикальное распределение их концентраций в водной среде неизменно. Например, для  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , концентрирующихся гидробионтами до  $K_r \leq 10^2$  (см. табл. 1.11–1.14), отношение радиоактивности  $^{90}\text{Sr}$  к  $^{137}\text{Cs}$  в водной среде не изменяется от поверхности до дна и в среднем для всех океанов составляет 1,4 [65].

Так как физические процессы перемешивания вод приводят лишь к выравниванию концентраций элементов по вертикали и по акваториям, то элементы, например U, роль биологического фактора в переносе которых мала (для U  $K_r < 100$  [164]), распределены по глубине равномерно [113].

Чем выше роль биоседimentации в вертикальном переносе, тем больше дефицит химических веществ в фотическом слое по отношению к подстилающим водам. Лоуман с соавторами [151] отмечают, что для Cu, коэффициент накопления которого фитопланктоном и зоопланктоном составляет  $3 \cdot 10^5$  и  $6 \cdot 10^4$ , отношение содержания всех ее форм в глубинных водах к поверхностным составляет 1,3. Для Zn это отношение равно 1,8, а для Fe — 2,3. Коэффициенты накопления Zn фито- и зоопланктоном соответственно равны  $2,6 \cdot 10^4$  и  $8,0 \cdot 10^3$ , а Fe —  $4,5 \cdot 10^4$  и  $2,5 \cdot 10^4$ . Только превалированием биоседimentационных процессов над физическим переносом можно объяснить дефицит лимитирующих продукционные процессы химических веществ в фотическом слое. Для таких биогенных элементов, как P и Si, отношение их концентраций в глубинных водах к поверхностным может превышать 100 [151].

В условиях антропогенного химического загрязнения поверхностных вод воздействие биоседimentационных процессов, очевидно, приводит к самоочищению фотического слоя. Если ниже слоя термоклина концентрация загрязнений меньше, чем в фотическом слое, то экзоскелеты, личинные шкурки, фекалии и мертвые организмы по мере опускания в толщу моря могут возвращать загрязнения в воду за счет десорбции и лизиса.

В результате достаточно большой скорости погружения биоседиментов не все органическое вещество успевает разложиться в толще вод. Загрязнители среды, достигшие дна с биоседиментами, могут быть прочно депонированы в грунтах [1].

Таким образом, в отличие от физического переноса биоседimentационные процессы приводят не только к перераспределению загрязнений по



объему, но и к их изъятию как из фотического слоя, так и из водной среды. Это означает, что их роль в самоочищении морской среды, особенно от загрязняющих веществ, накапливающихся в гидробионтах и ВОВ до высоких уровней, следует считать значительной.

## ГЛАВА 8

### ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ЕМКОСТЬ МОРСКОЙ СРЕДЫ В ОТНОШЕНИИ РАДИОАКТИВНЫХ И ХИМИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

#### 8.1. Факторы самоочищения морской среды. Понятие экологической емкости

Попадающие в морскую среду радиоактивные и химические загрязнения подвергаются воздействию многих факторов (рис. 8.1).

В первую очередь загрязнения поверхностных вод переносятся течениями по акваториям и за счет волн турбулентности перераспределяются в пределах верхнего хорошо перемешиваемого слоя вод. Недавно открыты "линзы" вод до 1 км, которые без обмена с окружающими водами существуют до 1 года и перемещаются через океан. В результате воздействия вертикальной составляющей скорости течений, адвекции, диффузии и миграции слоя термоклина загрязнения проникают в глубинные воды и течениями глубинных вод разносятся по акваториям. Физические процессы переноса (блок 2 на рис. 8.1) приводят к вертикальному и горизонтальному распространению загрязнений. Их результирующее действие всегда направлено в сторону выравнивания концентрации загрязнителя в среде, т.е. за счет переноса идет разбавление загрязнений (блок 1 на рис. 8.1).

Одновременно с переносом загрязнений путем перемещения вод происходят их сорбция терригенными взвесями и элиминация со взвесями в



Рис. 8.1. Факторы самоочищения морской среды от радиоактивных и химических загрязнений

донные осадки (блок 5 на рис. 8.1). Раствор морских вод обладает повышенной химической активностью, что приводит к изменению химических форм загрязнений, появлению как менее токсичных, так и более токсичных соединений, меняется их растворимость и доступность для живых организмов, а нестойкие загрязнения в морской среде могут разрушаться (блок 4 на рис. 8.1). Концентрация радиоактивных загрязнений уменьшается за счет радиоактивного распада (блок 3 на рис. 8.1). В процессе разнообразных химических и физико-химических воздействий между природными компонентами морской воды происходит хемотропное осадкообразование, в результате которого могут выпадать в осадок и удаляться загрязнители из водной толщи в донные отложения (блок 6). На границах раздела сред многие виды загрязнений могут извлекаться из морских вод в процессе сорбционного взаимодействия с грунтами (блок 7) или улетучиваться в атмосферу (блок 8).

В результате биотических взаимодействий происходит биотрансформация физико-химических форм загрязнений (блок 10) и их разрушение в процессе биохимического окисления (блок 11).

В зонах с повышенной концентрацией загрязнений последние накапливаются в живых компонентах экосистем. Мигрируя вертикально в толще океана или горизонтально по акваториям, гидробионты могут попадать в зоны с пониженной концентрацией загрязнений и выводить их в морскую среду. Примером переноса загрязнений гидробионтами служит их вертикальный перенос через термоклин в результате циркадных ритмов зоопланктона. Перенос загрязнений мигрирующими гидробионтами направлен в сторону выравнивания концентраций распределения загрязнителя в морской среде.

Загрязнения удаляются из морских вод и депонируются в грунтах также в результате биоседиментации (блок 12), разновидностью которой является седиментация микробных ассоциаций на терригенных взвешах (блок 13). К биотическим механизмам взаимодействий в водной среде, влияющим на самоочищение водоема, относятся также биологическая ремобилизация загрязнений из грунтов (блок 14) за счет функционирования III–V трофических уровней бентосных сообществ и, как следствие этого, вынос загрязнений в толщу и к поверхности в результате всплывания органики с пузырьками газа (блок 15).

Направленность воздействия перечисленных механизмов самоочищения на судьбу загрязнений в морской среде различна. Механизмы, отмеченные в блоках 1 и 2 на рис. 8.1, приводят лишь к перераспределению загрязнений и их разбавлению в морских водах. Блоки 5, 6, 12 и 13 обуславливают 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. За счет сорбционного взаимодействия загрязняющих компонентов вод с грунтами (блок 7) возможна очистка вод. Биологическая ремобили-

зация (блок 14) приводит к повторному загрязнению вод, а вынос органики к поверхности (блок 15) — к загрязненности поверхностного, в особенности нейстонного биотопа.

Если первый этап антропогенного воздействия в гидросфере рассматривать как поток загрязняющих веществ, поступающих в моря и океаны, то способность морской среды к самоочищению является алгебраической суммой потоков разбавления, переноса, трансформации и элиминации загрязняющих веществ.

В общем случае система антропогенное загрязнение — самоочищение морской среды не стационарна. Вследствие изменения баланса между потоками загрязнения и очистки изменяется концентрация загрязнителя в воде. Однако это изменение определяется также и объемом вод, в которые поступает загрязнитель. Отсюда следует двойственность интерпретации понятия самоочищающая (ассимилирующая) способность, или емкость морской среды в отношении загрязнений [38, 41, 82]. С одной стороны, под ассимилирующей способностью можно понимать характеристику пула морской среды, т.е. количество загрязнений, которое может быть сброшено и разбавлено в морской среде так, чтобы концентрация загрязнителя в водах морей и океанов не превысила предельно допустимую. С другой стороны, под ней, с точки зрения самоочищения, может пониматься трансформируемый и безвозвратно элиминируемый поток загрязнений из морской среды в результате абиотических и биотических механизмов взаимодействий.

Различие подходов к интерпретации понятия "ассимилирующая способность морской среды" определяет и отличие меры измерения допустимой антропогенной нагрузки. В первом случае мерой ассимилирующей способности служит количество загрязнений, которое может быть сброшено в водоем, а во втором — оценкой самоочищающей способности является поток загрязнений, с которым справляется морская среда.

Объем вод морей и океанов нашей планеты составляет  $1370 \text{ млн} \cdot \text{км}^3$ , а объем всей выступающей суши на порядок меньше —  $125 \text{ млн} \cdot \text{км}^3$ . Если всю выступающую сушу земли равномерно распределить в морях и океанах, то вклад концентрации химических веществ суши в их водах не превысит 10%. Чтобы концентрация любого химического вещества в морских водах в среднем возросла на  $1 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  потребовалось бы сбросить в Мировой океан 1370 млн.т. соответствующего вещества.

Однако с экологической точки зрения пул морских вод в отношении химических загрязнений не бесконечен, и, для того чтобы представить себе это наглядно, приведем несколько сравнений. Так, например, мировая добыча железа достигала 680 млн. т [121]. Если бы все добытое за год железо было утилизировано и попало в растворенной форме в Мировой океан, то его концентрация в морских водах без учета его абиогенного и биогенного удаления возросла бы на  $0,5 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ , или на 25 % по отношению к среднему его современному уровню концентрации в воде, равной  $2 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  [121]. Если бы вся мировая добыча ( $3,5 \text{ млн. т}$  [121])

такого высокотоксичного тяжелого металла, как свинец поступила в Мировой океан, то только за 1 год концентрация свинца в морских водах (если не учитывать физико-химические, биологические и другие механизмы регулирования его концентрации) возросла бы на  $2,5 \cdot 10^{-3}$  мкг·л<sup>-1</sup>, или в среднем на 8% по отношению к современному уровню (0,03 мкг·л<sup>-1</sup> [121]).

Перечисленные примеры показывают, что технологическая деятельность человечества достигла такого уровня, что уже на современном этапе развития цивилизации возможно глобальное истощение пула морской среды в отношении химических загрязнений.

При приведенных выше оценках мы исходили из условия мгновенного перемешивания океанских вод, которое на самом деле осуществляется за длительные промежутки времени. Средняя глубина Мирового океана составляет 3794 м. Перемешивание поверхностных вод до глубин 50–200 м выше слоя термоклина идет в синоптическом масштабе времени. Период перемешивания глубинных вод, по оценкам исследователей [65], составляет от десятков до сотен и тысяч лет. Неуправляемый антропогенный стресс (химические загрязнения), в первую очередь, сказывается на поверхностных водах, где происходит первичное продуцирование живого вещества и кислорода морскими растениями. К управляемому стрессу относится регулируемый сброс отходов на дно морей и океанов.

По этой причине становится очевидным, что степень учета пула океанских вод в отношении загрязнений зависит от масштабности оценок самоочищающей способности. При региональной оценке перенос загрязнений от источников их поступления может идти в воды, разбавительная способность (пул) которых велика по отношению к оцениваемым акваториям. В этом случае процессы переноса могут оказаться существенным фактором самоочищающей способности акваторий от радиоактивных или химических загрязнений.

Очевидно также, что при глобальной оценке самоочищающей способности морской среды необходимо, прежде всего, учитывать потоки удаления загрязнителей из морских вод (блоки 3–6, 8–10, 12, 13 на рис. 8.1) и биологическую ремобилизацию (блок 14), а при региональной — все механизмы взаимодействия. При этом потоки, возникающие в результате переноса загрязнений из акваторий (блоки 1 и 11), могут быть определены как с учетом, так и без учета разбавительной способности смежных акваторий в отношении загрязнений. Если разбавительная способность смежных акваторий (пул среды) в отношении загрязнений достаточно велика, то поток самоочищения анализируемого района за счет переноса загрязнений не зависит от начального момента времени. Таким образом, под самоочищающей способностью морской среды в отношении радиоактивных или химических загрязнений следует понимать поток их утилизации и безвозвратного удаления из акватории за счет воздействия абиотических и биотических факторов среды.

Сформулированное выше определение самоочищающей способности позволяет ввести понятие допустимого антропогенного воздействия, или допустимого потока загрязнения морской среды. Под допустимым антропогенным воздействием (или нагрузкой) следует понимать такой поток загрязняющего вещества, при поступлении которого концентрация загрязнителя в морской среде (или выбранной ее акватории) не превышает уровня, который установлен с учетом комплекса экологических, санитарно-гигиенических, технологических, рекреационных, эстетических и иных требований.

Следует отметить, что при стационарном состоянии системы антропогенное загрязнение — самоочищение морской среды возможна раздельная оценка роли отдельных факторов или групп факторов в процессах самоочищения.

Сумму потоков самоочищения в результате воздействия биотических механизмов, проявляющихся на биоценотическом уровне, мы в дальнейшем будем называть *экологической емкостью* морской среды, а определяющие ее факторы: биотрансформационной (блоки 10, 11), биомиграционной (блок 9) и биоседиментационной (блок 12) составляющими емкости морской среды в отношении радиоактивных и химических загрязнений.

## 8.2. Биоседиментационное самоочищение вод

Из рис. 8.1 видно, что к биотическим механизмам самоочищения морской среды относятся суточные миграции фито- и зоопланктона, биоседиментация и биотрансформация загрязнений. Интенсивность биоседиментационного самоочищения вод значительно превышает перенос загрязнителей в результате циркадных ритмов планктона [151]. Рассмотрим закономерности названного вида самоочищения морской среды в экосистеме фотического слоя. Воспользуемся для этих целей балансовым равенством (7.19).

Если система загрязнитель в морской среде — биоценоз фотического слоя стационарна, и в процессе обмена гидробионтами не происходит трансформации форм загрязнений, то ей соответствует выражение вида (7.19), в котором первый член правой части равен нулю. В этом случае, пренебрегая физическим переносом ( $\Delta C_f = 0$ ), из условия стационарности с учетом (7.28) и (7.29) получим

$$\Delta C_{бс} = C_T (P - T - P_p), \quad (8.1)$$

или

$$\Delta C_{бс} = K_T C_B (P - T - P_p). \quad (8.2)$$

В формулах (8.1) и (8.2) величина  $\Delta C_{бс}$  равна такому потоку загрязняющих веществ ( $\Delta C$ ), который может удаляться из фотического слоя в результате воздействия биоседиментационных процессов так, чтобы концентрация загрязнителя в водной среде не изменялась ( $C_B = \text{const}$ ).

Из выражений (8.1) и (8.2) видно, что биоседиментационная способность самоочищения фотического слоя определяется концентрирующей способностью гидробионтов и ВОВ в отношении загрязнений и зависит от первичной продукции экосистемы фотического слоя, энергетических трат компонентов этой экосистемы и трансформации живой формы материи в растворенное органическое вещество.

С учетом выражения (7.20) формулы (8.1) и (8.2) можно переписать в следующем виде:

$$\Delta C_{\text{бс}} = C_{\Gamma} P_{\text{В}} \quad \text{или} \quad \Delta C_{\text{бс}} = K_{\Gamma} C_{\text{В}} P_{\text{В}}. \quad (8.3)$$

Иными словами, биоседиментационное самоочищение фотического слоя определяется интенсивностью биоседиментации и концентрирующей способностью биоседиментов в отношении радиоактивных и химических загрязнений; оно не зависит от количества обменных фондов загрязнителя в гидробионтах и ВОВ.

Соотношения (8.3), очевидно, применимы для оценки биоседиментационного самоочищения не только фотического слоя, но и любых пелагических, а также бентосных экосистем. В этом случае под параметром  $P_{\text{В}}$  в формулах (8.3) следует понимать результирующий поток органического вещества, элиминируемый из рассматриваемой экосистемы, который равен  $P_{\text{В}} = d_{\text{с}} P$ , где  $d_{\text{с}}$  — часть первичной продукции экосистемы, элиминируемая из рассматриваемой акватории. Следовательно, для любой экосистемы

$$\Delta C_{\text{бс}} = d_{\text{с}} C_{\Gamma} P \quad \text{или} \quad \Delta C_{\text{бс}} = d_{\text{с}} K_{\Gamma} C_{\text{В}} P. \quad (8.4)$$

Исследования на модели показали, что величина  $d_{\text{с}}$ , как правило, не превышает единицы (рис. 6.6, *u*). Однако после биологической весны и при дрейфе вод за пределы апвеллинга биоседиментация превышает первичную продукцию экосистемы и  $d_{\text{с}} > 1$ . В этих случаях источником биоседиментации служит ранее продуцированное в экосистеме органическое вещество. Данные исследования динамики экосистемы (рис. 6.6) в целом свидетельствуют, что биоседиментационная способность морской среды зависит от времени года и трофности районов, а также от стадии сукцессии экосистем.

### 8.3. Биотрансформационное самоочищение вод

Если в результате взаимодействия с гидробионтом изменяется физико-химическая форма и токсичность загрязнителя морской среды, то в уравнении (7.19), рассматриваемом применительно к исходной форме загрязнителя, первый член правой части в стационарном состоянии системы не равен нулю.

Обозначим через  $d_m$  показатель биогенной трансформации физико-химических форм загрязнителя в результате взаимодействия морской среды с гидробионтами. Примем  $d_m$  численно равным отношению количеств:

молекул загрязнителя, выводимых гидробионтом в отличных от исходных физико-химических формах, к общему потоку обмениваемого гидробионтом загрязнителя. В этом случае без учета биоседimentации и физического переноса при  $n = 1$  балансовое равенство изменения концентрации исследуемых форм загрязнителя в морской среде описывается уравнением

$$\frac{dC_B}{dt} = \frac{B_T}{m_B} p [C_T(1 - d_m) - K_T C_B] + \Delta C, \quad (8.5)$$

где  $B_T/m_B$  — относительная биомасса.

Отсюда при условии стационарности, когда  $C_T = K_T C_B$ , получим

$$\Delta C_{bm} = d_m B_T C_T p / m_B \quad (8.6)$$

или

$$\Delta C_{bm} = d_m B_T K_T C_B p / m_B,$$

где  $\Delta C_{bm}$  — поток загрязнителя, который может быть трансформирован в физико-химические формы, отличные от исходных, в результате взаимодействия с гидробионтами. Если гидробионты имеют несколько ( $n$ ) обменных фондов загрязнителя, то из соотношения (7.19) при принятых допущениях следует, что

$$\Delta C_{bm} = d_m \frac{B_T}{m_B} \sum_{i=1}^n C_i P_i; \quad \Delta C_{bm} = d_m \frac{B_T}{m_B} C_B \sum_{i=1}^n B_i p_i, \quad (8.7)$$

где  $B_i$ ,  $C_i$  и  $p_i$  — соответственно объемы обменных фондов, концентрации в них загрязнителя и константы скорости обмена фондов

$$\left( \sum_{i=1}^n C_i = C_T, \sum_{i=1}^n B_i = K_T \right).$$

Таким образом, способность к биотрансформационному самоочищению вод определяется удельной биомассой гидробионтов, их концентрирующей и обменной способностью в отношении загрязнений и показателем биотической трансформации физико-химических форм загрязнений.

Следует отметить, что одна из разновидностей проявления механизма биотрансформационного самоочищения вод — это биохимическое окисление попадающих в море вместе с бытовыми стоками и из других антропогенных источников токсичных органических веществ. Под биохимическим окислением понимают лизис нестойких органических соединений в морской воде и их бактериальное разложение на нетоксичные минеральные компоненты. Задача определения способности бактерий к минерализации органических веществ в общем виде, по-видимому, может быть решена с использованием обобщенной модели вида (5.12).

Экспериментальные наблюдения показали, что процессы биохимического окисления протекают в соответствии со скоростью метаболических реакций первого порядка [43], характеризуемых показателем скорости  $p$ , являющимся функцией от температуры среды. Отсюда следует, что

оценки способности морской среды к биохимическому окислению загрязнителей могут быть получены на упрощенной модели, которая применительно к постоянной температуре среды имеет вид

$$\frac{dC_B}{dt} = \Delta C - C_B p, \quad (8.8)$$

откуда из условия стационарности

$$\Delta C_{\text{бпк}} = C_B p, \quad (8.9)$$

где  $\Delta C_{\text{бпк}}$  — способность морской среды к биохимическому окислению при  $C_B = \text{const}$ . Из уравнения (8.9) видно, что чем выше концентрация загрязняющих веществ, тем более интенсивно их биохимическое окисление.

Отметим также, что из выражения (7.19) следует, что если интенсивность процессов биоседimentации и биотрансформации соизмерима, то способность среды к самоочищению в результате воздействия биотических механизмов  $\Delta C_B$  определяется суммой оценок  $\Delta C_B = \Delta C_{\text{бс}} + \Delta C_{\text{бт}}$ .

Изучение динамики системы загрязнитель в морской среде — живое вещество на математической модели показало, что стационарные состояния распределения концентрации загрязнителя в воде фотического слоя после изменения антропогенного воздействия устанавливаются не мгновенно, а в течение промежутков времени, лежащих в пределах 30–60 сут (рис. 6.6–6.7). Еще большего времени достижения условий стационарности следует ожидать при оценке влияния факторов биологического самоочищения на распределение загрязнителя по всей толще вод, от поверхности до абиссальных глубин и придонного слоя. Следовательно, сопоставление оценок  $\Delta C_{\text{бс}}$  и  $\Delta C_{\text{бт}}$  с интенсивностью антропогенного загрязнения вод  $\Delta C$  позволяет определить направленность биогеохимических процессов в морской среде. Когда  $\Delta C < \Delta C_{\text{бт}} + \Delta C_{\text{бс}}$ , то самоочищающая способность среды достаточна для того, чтобы трансформировать поток загрязнений в нетоксичные формы или удалить его из биологически активных акваторий. Если  $\Delta C > \Delta C_{\text{бт}} + \Delta C_{\text{бс}}$ , то при прочих равных условиях следует ожидать увеличения  $C_B$ , а следовательно, и возрастания экологической опасности.

#### 8.4. Зависимость параметров биотического самоочищения вод от концентрации загрязнителя в среде

Соотношения (8.4), (8.6) и (8.9) показывают, что способность морской среды к самоочищению зависит от  $C_B$ , т.е. от уровня загрязнения морской среды. В то же время коэффициенты накопления  $K_T$  радиоактивных и химических веществ гидробионтами и ВОВ также зависят от  $C_B$  (см. гл. 3). Так как параметр  $K_T$  входит и в формулы (8.4) и (8.6), используемые для оценок  $\Delta C_{\text{бс}}$  и  $\Delta C_{\text{бт}}$ , то возникает задача: определить, как изменяется способность экосистем к самоочищению при изменении концентрации загрязнителя в морской среде.



Воспользуемся для этой цели балансовым равенством, отражающим концентрирование загрязнителя из пищи и водной среды и обмен его одним фондом гидробионта,

$$\frac{dC_{\Gamma}}{dt} = \frac{V_m C_B}{K_m + C_B} + R(C_{\Pi} q - C_{\Gamma} q_{\Pi}) - C_{\Gamma} p. \quad (8.10)$$

Если в поглощении загрязнителя превалирует непищевой путь, то из условия стационарности (8.10) коэффициент накопления загрязнителя гидробионтом равен

$$K_{\Gamma} = V_m / (K_m + C_B) p. \quad (8.11)$$

Подставив значение  $K_{\Gamma}$  из (8.11) в (8.4) и (8.6), получим

$$\Delta C_{\text{бс}} = \frac{d_c V_m p C_B}{(K_m + C_B) p}; \quad \Delta C_{\text{бм}} = \frac{d_m B_{\Gamma} V_m C_B}{(K_m + C_B) m_B}. \quad (8.12)$$

Из формул (8.12) видно, что при  $K_m \gg C_B$  способность к биотическому самоочищению вод пропорциональна концентрации загрязнителя в среде. С увеличением  $C_B$ , когда  $K_m$  и  $C_B$  соизмеримы, относительная способность к биотическому самоочищению вод убывает. В пределе, когда  $C_B \gg K_m$ , оценки биотического самоочищения равны

$$\Delta C_{\text{бс}} = d_c V_m p; \quad \Delta C_{\text{бм}} = d_m V_m B_{\Gamma} / m_B, \quad (8.13)$$

т.е. при росте  $C_B$  сверх некоторого предела интенсивность биотического самоочищения достигает максимального абсолютного значения и не зависит от концентрации загрязнителя в среде.

Когда пищевой путь основной в поступлении загрязнителей в гидробионты, из условия стационарности (8.10) получим

$$K_{\Gamma} = R K_{\Pi} / (R q_{\Pi} + p) \quad (8.14)$$

или

$$\Delta C_{\text{бс}} = \frac{d_c R K_{\Pi} C_B p}{R q_{\Pi}}; \quad \Delta C_{\text{бм}} = \frac{d_m B_{\Gamma} K_{\Pi} C_B p}{(R q_{\Pi} + p) m_B}. \quad (8.15)$$

Из уравнений (8.15) видно, что при прочих равных условиях способность к самоочищению среды в результате воздействия биотических механизмов определяется коэффициентом накопления  $K_{\Pi}$  загрязнителя в пище. Известно, что источником пищи для всех трофических уровней экосистемы в конечном итоге являются продуценты, которые поглощают загрязнители только непосредственно из водной среды. Поэтому уровни концентрирования загрязнителей продуцентами в зависимости от  $C_B$  описываются уравнением (8.11). Следовательно, и при превалирующем пищевом пути поглощения загрязнителей самоочищающая способность среды в результате биотических механизмов воздействий изменяется непропорционально росту  $C_B$  и имеется предел самоочищающей способ-

ности. Очевидно, что описанные выше закономерности сохраняются и при наличии нескольких обменных и необменного фондов загрязнителя в гидробионтах, так как коэффициенты накопления загрязнителя в живом веществе с ростом  $C_B$  возрастают. Аналогичное можно утверждать и в отношении взвешенного органического вещества, кинетика сорбции загрязнителей которым может описываться уравнением Михаэлиса-Ментен [33].

Таким образом, при низких уровнях загрязнения вод самоочищающая способность биотических механизмов взаимодействий пропорциональна концентрации загрязнителя в среде. С увеличением уровней загрязнения относительная способность (по отношению к  $C_B$ ) к биотическому самоочищению вод снижается и стремится к предельному уровню, не зависящему от концентрации загрязнителя в среде.

Отметим, что описанные выше закономерности получены при допущении отсутствия токсического воздействия загрязнителей на гидробионты. При токсическом воздействии могут происходить перестройка структуры экосистемы и уменьшение продукционной способности биоценоза, которое при росте  $C_B$  может дополнительно снизить интенсивность биотических механизмов самоочищения вод от радиоактивных или химических загрязнений.

### 8.5. Предел биотического самоочищения вод

В предыдущем разделе показано, что относительное биотическое самоочищение вод снижается с увеличением концентрации загрязнителя в среде. Рассмотрим связь между параметрами биотического самоочищения вод и устойчивостью системы загрязнитель в морской среде — живое вещество в условиях антропогенного воздействия.

Допуская, что система, описанная моделью (7.19), стационарна,  $\Delta C_f = 0$  и  $d_m = 0$ , с учетом (7.20), (8.11) и при условии, что  $P_B = d_c P$ , получим, что

$$C_B = \Delta C K_m p / (d_c P V_m - \Delta C p). \quad (8.16)$$

Из соотношения (8.16) видно, что система, описанная моделью вида (7.19), стационарна только в той области значений параметров, при которых знаменатель формулы (8.16) положителен. При постоянстве биотических характеристик значение знаменателя определяется интенсивностью антропогенного загрязнения среды  $\Delta C$ . Пренебрегая токсическим воздействием загрязнителя на биотические параметры экосистемы (8.16), можно, приравняв нулю знаменатель, определить поток загрязнений  $\Delta C_{pc}$ , при котором система биоседиментационного самоочищения вод теряет устойчивость:

$$\Delta C_{pc} = d_c P V_m / p. \quad (8.17)$$

Сравнивая выражения (8.12) и (8.17), заметим, что  $\Delta C_{pc} = \Delta C_{bc}$  тогда, когда  $C_B \gg K_m$  и параметры  $C_B$  и  $K_m + C_B$  в числителе и знаменателе

первого выражения формул (8.12) можно сократить. Как уже отмечалось, при  $C_B \gg K_m$  наступает предел биоседиментационной способности самоочищения вод. Таким образом, в условиях, когда отсутствуют физический перенос и биотрансформация загрязнений, при достижении предела биоседиментационного самоочищения вод система загрязнитель в морской среде — живое вещество теряет устойчивость.

В тех случаях, когда биоседиментационный вынос загрязнений осуществляется в условиях высокой продуктивности экосистемы, величина  $\Delta C_{pc}$  равна [82]

$$\Delta C_{pc} = d_c P V_m / (p + P/B_r). \quad (8.18)$$

Это обусловлено дополнительным снижением коэффициентов накопления за счет возникновения обменных фондов загрязнителя в процессе роста гидробионтов.

Если основным биотическим механизмом самоочищения вод является трансформация физико-химических форм загрязнений, то из условия стационарности (7.19) при  $\Delta C_f = 0$  и  $d_c = 0$  с учетом (8.11) получим

$$C_B = \Delta C K_m / (d_m V_m B_r / m_B - \Delta C). \quad (8.19)$$

Как видим, и в этом случае имеется предел устойчивости биотического самоочищения вод, достигаемый при антропогенном воздействии  $\Delta C = \Delta C_{pm}$ ,

$$\Delta C_{pm} = d_m V_m B_r / m_B. \quad (8.20)$$

Из сравнения (8.30) со вторым уравнением выражений (8.12) видно, что он также достигает при  $C_B \gg K_m$ , т.е. при достижении максимальной биотрансформационной способности экосистемы в отношении загрязнений.

Выполнив аналогичные простые преобразования в отношении выражений (7.19) и (8.15), нетрудно заметить, что система биотического самоочищения вод теряет свою устойчивость и в тех случаях, когда алиментарное поглощение является основным путем поступления загрязнителей в консументы. В этом случае потеря устойчивости наблюдается, когда концентрация загрязнителя в среде достигает уровней, значительно превышающих усредненное значение константы Михаэлиса—Ментен, соответствующее продуцентам.

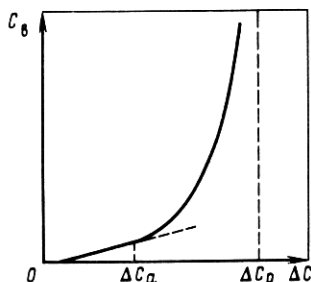
Из (7.19) следует, что, в целом предельный поток загрязнений  $\Delta C_p$ , который может быть ассимилирован экосистемой рассматриваемой акватории без потери устойчивости биотического механизма самоочищения вод, равен сумме биоседиментационного  $\Delta C_{bc}$  и биотрансформационного  $\Delta C_{bt}$  предельных потоков:

$$\Delta C_p = V_m (d_c P + d_m p B_r / m_B) / p, \quad (8.21)$$

или, с учетом снижения коэффициентов накопления загрязнителей гидро-

Рис. 8.2. Зависимость изменения концентрации загрязнителя в воде фотического слоя  $C_B$  от интенсивности потока загрязнения морской среды ( $\Delta C$ ):

$\Delta C_p$  — предельный поток загрязнения;  $\Delta C_a$  — граница интервала  $\Delta C$ , в котором связь между  $\Delta C$  и  $C_B$  линейна



бионтами за счет продукционных процессов,

$$\Delta C_p = V_m (d_c P + d_m p B_T / m_B) / (p + P / B_T). \quad (8.22)$$

Таким образом, предельный уровень биотического самоочищения акваторий определяется максимальной скоростью поглощения загрязнителей живым веществом и ВОВ, первичной продукцией и биомассой экосистемы, биотрансформационной способностью гидробионтов, степенью элиминации продукции из акватории и обратно пропорционален обменной способности гидробионтов в отношении загрязнителей среды и их удельной продукции. При темпах антропогенного загрязнения, близких к величине  $\Delta C_p$ , система биотического самоочищения вод теряет устойчивость и биогенные факторы уже не могут ассимилировать загрязнения так, чтобы концентрация загрязнителя в среде сохранялась на постоянном уровне. Зависимость между  $\Delta C$  и  $C_B$ , построенная по уравнению (7.19) из условия стационарности, имеет вид, показанный на рис. 8.2. При  $\Delta C$ , соизмеримом с  $\Delta C_p$ , и в отсутствие воздействия физического и других механизмов ассимиляции концентрация загрязнителя в воде должна возрастать до уровня, при котором неизбежно проявляется его токсическое воздействие на живое вещество морской среды.

Следует отметить, что в общем случае токсическое воздействие на гидробионты может проявляться при  $C_B \geq C_{ДК}$ , где  $C_{ДК}$  — предельно допустимая концентрация загрязнителя в воде. Предельно допустимая концентрация загрязнителя в среде может быть как ниже, так и выше уровней  $C_B$ , при которых  $\Delta C$  соизмеримо с  $\Delta C_p$ . Отсюда следует, что способность к биотическому самоочищению морской среды  $\Delta C_B = \Delta C_{Бс} + \Delta C_{Бм}$  должна оцениваться по формулам вида (8.12) при  $C_B = C_{ДК}$ , а оценка предельного биотического очищения вод должна учитывать как фактор устойчивости механизма самоочистки, так и влияние токсического воздействия на гидробионты. Это оценка  $\Delta C_B$  может быть рассчитана из соотношения

$$\Delta C_B = \frac{V_m C_{ДК} (d_c P + d_m p B_T / m_B)}{(K_m + C_{ДК}) p}. \quad (8.23)$$

Очевидно, что параметр  $K_m$  в формуле (8.23) должен быть или усредненной оценкой для компонентов экосистемы или соответствовать гидробионту, которому принадлежит превалирующая роль в самоочищении вод.

## 8.6. Оценка экологической емкости

В настоящее время антропогенное загрязнение морей и океанов проявляется как в отдельных регионах, так и в глобальном масштабе. В связи с этим представляет интерес оценить экологическую емкость отдельных акваторий, а также вклад биотических механизмов в глобальное самоочищение вод от радиоактивных и химических загрязнений.

Воспользуемся формулами (8.4) для оценки биоседиментационной очистки вод черноморскими фитоценозами ульвы, цистозир и энтероморфы.

В мелководных районах Черного моря распространены водорослевые ассоциации с доминирующими формами: ульвой, цистозирой и энтероморфой. По подсчетам А.А. Калугиной-Гутник [50], средняя биомасса и годовая продукция ассоциации ульвы (в пересчете на массу сырого вещества) составляет  $600 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  и  $6000 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ ; цистозир соответственно  $3800 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  и  $8000 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ ; энтероморфы —  $200 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  и  $1500 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ . По оценкам К.М. Хайлова и В.Е. Ерохина [108], 25–30 % созданного макрофитами органического вещества переходит в растворенную органическую форму и служит пищей животным других трофических уровней. Некоторая часть продукции макрофитов непосредственно поедается животными или выносятся штормами на берег, а оставшаяся продукция отмирает и минерализуется за счет небиологического растворения и переходит в донные осадки. Вместе с донными осадками в грунтах депонируются и тяжелые металлы.

При оценке экологической емкости фитоценозов было принято  $d_c = 0,5$  [85]. Результаты проведенных ими измерений и оценки биоседиментационного самоочищения черноморских прибрежных вод от Pb, Hg, Zn и Cd приведены в табл. 8.2, из которой видно, что способность к биоседиментационному депонированию тяжелых металлов в грунты в результате функционирования фитоценозов значительная и почти в 7 раз превышает аэрозольные выпадения свинца и в 38 раз — выпадения цинка над поверхностью моря. Это связано с высокой биологической продуктивностью прибрежных черноморских вод и большой концентрирующей способностью тяжелых металлов макрофитами. Таким образом, в отличие от  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , экологической емкости прибрежных фитоценозов Черного моря вполне достаточно для того, чтобы концентрация тяжелых металлов (Pb и Zn) в воде в результате аэрозольных выпадений не возрасла.

Оценим биотрансформационную способность фитоценозов черноморской ульвы в отношении йодатов. В гл. 3 было показано, что, в результате метаболизма ульвы,  $^{131}\text{I}$ , накопленный водорослями в форме йодатов, выводится в таких физико-химических формах, которые повторно накапливаются ульвой с кинетическими закономерностями, присущими йодидам. Концентрация йодатов составляет в среднем 73 % общего содержания йода в морской воде, равного  $60 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ . При допущении, что  $d_m = 1$

Таблица 8.1. Экологическая емкость черноморских фитоценозов в отношении тяжелых металлов [85]

| Металл, загрязнитель среды | Концентрация металла в воде, $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ | Концентрация металла в гидробионтах, $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ |           |             |  |
|----------------------------|---------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|-----------|-------------|--|
|                            |                                                               | Ульва                                                                 | Цистозира | Энтероморфа |  |
| Pb                         | 0,340                                                         | 4,66                                                                  | 5,03      | 6,29        |  |
| Hg                         | 0,077                                                         | 0,020                                                                 | 0,007     | 0,027       |  |
| Zn                         | 2,600                                                         | 8,82                                                                  | 10,91     | 11,24       |  |
| Cd                         | —                                                             | 0,410                                                                 | 0,589     | 0,350       |  |

| Металл, загрязнитель среды | Аэрозольные выпадения, $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ | Биоседиментационное самоочищение вод, $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ |           |             |         |
|----------------------------|------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|-------------|---------|
|                            |                                                                              | Ульва                                                                                       | Цистозира | Энтероморфа | Среднее |
| Pb                         | 1,92                                                                         | 13,98                                                                                       | 20,12     | 4,72        | 12,94   |
| Hg                         | —                                                                            | 0,060                                                                                       | 0,003     | 0,025       | 0,029   |
| Zn                         | 0,68                                                                         | 26,46                                                                                       | 43,64     | 8,43        | 26,18   |
| Cd                         | —                                                                            | 1,23                                                                                        | 2,36      | 0,26        | 1,28    |

и при условии, что экспериментально определенные кинетические параметры обмена йодатов ульвой ( $\sum B_i p_i = 60,24$ ) соответствуют метаболическим характеристикам природных фитоценозов, получим  $\Delta C_{6m} = 0,6 \cdot 10^{-3} \cdot 0,73 \cdot 6,0 \cdot 10^3 \cdot 60,24 = 1583 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ .

Таким образом, каждый квадратный метр поверхности фитоценоза ульвы трансформирует ежесуточно около 1,6 мг йодатов. Ульва в Черном море обитает на глубине от 0,1 до 5 м или в среднем на глубине 2,5 м. Запас йодатов в этом слое составляет  $1,095 \cdot 10^5 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2}$ . Отсюда следует, что период круговорота йодатов в зоне обитания фитоценозов ульвы оценивается в 69 сут.

Сравним интенсивность биотрансформации и биоседиментации йодатов черноморскими фитоценозами. Воспользуемся для этих целей соотношением  $\Delta C_{6m} / \Delta C_{6c}$ , полученным из формул (8.4) и (8.6):

$$\frac{\Delta C_{6c}}{\Delta C_{6m}} = \frac{d_m B_{\Gamma} (B_1 p_1 + B_2 p_2)}{d_c K_{\Gamma} P m_B} \quad (8.24)$$

Подставив в это соотношение продукционные показатели фитоценоза и экспериментальные параметры  $\sum B_i p_i = 60,24$  и  $K_{\Gamma} = 87$  при  $d_c = 0,5$  и  $d_m = 1$ , получим  $\Delta C_{6c} / \Delta C_{6m} = 50,5$ . Это означает, что биотрансформационная способность фитоценоза ульвы в отношении йодатов более чем в 50 раз превышает биоседиментационную очистку вод от пятиявалентной формы йода. Отсюда можно заключить, что биотрансформация может быть существенным фактором, определяющим физико-химические свойства веществ в морской воде.

Перейдем теперь к глобальным оценкам и сравним темпы биосферно-

Таблица 8.2. Темпы глобального загрязнения и оценки биоседиментационного очищения вод Мирового океана от химических загрязнителей среды

| Химический элемент, вещество | Годичный цикл в природе (разрушение горных пород или растворение реками, $\text{т} \cdot \text{год}^{-1}$ ) | Мировая добыча (производство), $\text{т} \cdot \text{год}^{-1}$ | Глобальное поступление в Мировой океан, $\text{т} \cdot \text{год}^{-1}$ | Осредненная концентрация в морской воде, $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ | Осредненная концентрация в планктоне (или ВОВ), $\text{мкг} \cdot \text{кг}^{-1}$ | Коэффициенты накопления планктоном (или ВОВ) | Оценка биоседиментационного изъятия, $\text{т} \cdot \text{год}^{-1}$ |                   |
|------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|-------------------|
|                              |                                                                                                             |                                                                 |                                                                          |                                                                           |                                                                                   |                                              | Вывод из фотического слоя                                             | Депонирование     |
| Cu                           | $(1,1-2,0) \cdot 10^5$                                                                                      | $6,19 \cdot 10^6$                                               | —                                                                        | 0,25                                                                      | —                                                                                 | $(6-30) \cdot 10^3$                          | $1,20 \cdot 10^6$                                                     | $0,24 \cdot 10^6$ |
| Zn                           | $(3,0-5,5) \cdot 10^5$                                                                                      | $4,04 \cdot 10^6$                                               | —                                                                        | 3,00                                                                      | —                                                                                 | $(8-22) \cdot 10^3$                          | $1,21 \cdot 10^7$                                                     | $2,43 \cdot 10^6$ |
| Al                           | $(1,1-33) \cdot 10^7$                                                                                       | $1,34 \cdot 10^8$                                               | —                                                                        | 2,00                                                                      | —                                                                                 | $1 \cdot 10^5$                               | $2,97 \cdot 10^8$                                                     | $5,94 \cdot 10^5$ |
| Pb                           | $(5,6-11) \cdot 10^4$                                                                                       | $3,34 \cdot 10^6$                                               | $3 \cdot 10^6$                                                           | 0,03                                                                      | $1,2 \cdot 10^4$                                                                  | $(3-40) \cdot 10^3$                          | $3,25 \cdot 10^6$                                                     | $0,65 \cdot 10^6$ |
| Cr                           | $(3,7-4,0) \cdot 10^5$                                                                                      | $2,5 \cdot 10^6$                                                | —                                                                        | 0,30                                                                      | —                                                                                 | $(0,1-12) \cdot 10^3$                        | $0,50 \cdot 10^6$                                                     | $0,10 \cdot 10^6$ |
| Mn                           | $(3,0-3,8) \cdot 10^5$                                                                                      | $2,46 \cdot 10^7$                                               | —                                                                        | 0,20                                                                      | —                                                                                 | $(1,5-4) \cdot 10^3$                         | $0,15 \cdot 10^6$                                                     | $0,03 \cdot 10^6$ |
| Fe                           | $(1,9-16) \cdot 10^4$                                                                                       | $6,8 \cdot 10^8$                                                | —                                                                        | 2,00                                                                      | —                                                                                 | $(2,5-4,5) \cdot 10^4$                       | $1,8 \cdot 10^7$                                                      | $3,80 \cdot 10^6$ |
| Co                           | $(7-80) \cdot 10^6$                                                                                         | $2,27 \cdot 10^4$                                               | —                                                                        | 0,02                                                                      | —                                                                                 | $(0,7-1,5) \cdot 10^3$                       | $5,94 \cdot 10^6$                                                     | $1,19 \cdot 10^6$ |
| Hg                           | $(2,0-37) \cdot 10^2$                                                                                       | $(8,4-16) \cdot 10^3$                                           | $9 \cdot 10^3$                                                           | 0,03                                                                      | $1,68 \cdot 10^2$                                                                 | $(4,7-120) \cdot 10^3$                       | $4,60 \cdot 10^7$                                                     | $9,20 \cdot 10^6$ |
| Cd                           | $(4,0-37) \cdot 10^2$                                                                                       | $(7,7-17) \cdot 10^3$                                           | $1,7 \cdot 10^3$                                                         | 0,11                                                                      | —                                                                                 | $0,2-10^3$                                   | $5,94 \cdot 10^3$                                                     | $1,19 \cdot 10^3$ |
| ПХД                          | —                                                                                                           | $5,0 \cdot 10^4$                                                | $2,5 \cdot 10^4$                                                         | —                                                                         | $1,4 \cdot 10^3$                                                                  | —                                            | $3,80 \cdot 10^5$                                                     | $7,60 \cdot 10^4$ |

го загрязнения и биоседиментационной очистки морской воды от наиболее значимых в экологическом отношении химических загрязнителей морской среды. При этом будем исходить из того, что биоседиментация в глобальном масштабе обусловлена всей первичной продукцией Мирового океана, которая, по современным оценкам, составляет  $P = 5,4 \cdot 10^{16}$  г органического вещества в год [182]. При расчетах допустим, что из фотического слоя в нижележащие слои поступает 50 % первичной продукции, а дна достигает в среднем 20 % количества органического вещества, продуцируемого в фотическом слое океанов [93].

Оценки (табл. 8.2) показали, что имеется ряд загрязнителей, экологическая емкость среды по отношению к которым пока превышает темпы загрязнения вод. Например, способность биоседиментационного изъятия ПХД из фотического слоя еще превышает более чем на порядок, а депонирование в грунтах — более чем в три раза глобальные темпы загрязнения морской среды полихлордифенилами. Загрязнение Мирового океана ртутью составляет, менее 20 % способности ее биоседиментационного изъятия из фотического слоя, однако способность ее депонирования в грунтах уже сравнялась с поступлением.

В то же время имеются загрязнители, экологическая емкость среды в отношении которых уже уравновешена антропогенным воздействием. Например, глобальное биоседиментационное удаление Pb из зоны фотосинтеза уже сравнялось с его поступлением, а способность депонирования Pb в грунтах не превышает 25 % темпов загрязнения среды Pb. В настоящее время следует ожидать повышения концентрации свинца в морской среде, и фактически это подтверждено в литературе [179]. Следовательно, в глобальном масштабе экологическая опасность от загрязнения Мирового океана Pb усиливается. Следует подчеркнуть, что выше приведена глобальная оценка, распространяющаяся на весь океан в целом. В отдельных регионах, например в прибрежных водах Черного моря, экологической емкости еще достаточно для ассимиляции загрязнения вод Pb. В то же время, очевидно, следует ожидать, что в отдельных акваториях антропогенное загрязнение может превышать их экологическую емкость.

Таким образом, на современном этапе экологическая емкость в целом уже сопоставима с темпами поступления загрязнений в моря и океаны.

Необходимо в заключение подчеркнуть, что морская динамическая радиохемозэкология, решая вопросы определения экологической емкости водоемов в отношении загрязняющих веществ, смыкается с проблемами надежности морских экосистем в условиях антропогенного воздействия. Сравнение потоков загрязняющих веществ с экологической емкостью и сопоставление полученного таким образом параметра относительной загрязненности акваторий с характеристиками перестроек в биоценозах, то есть с вероятностью отказов в отдельных звеньях или в экосистеме в целом, позволяет количественно оценить надежность морских экосистем.



## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агре А.Л., Корогодин В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в непероточном водоеме. — Мед. радиол., 1960, № 1, с. 67–73.
2. 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.
3. Алексеев В.Д. Динамические модели водных биоценозов. — В кн.: Человек и биосфера. М.: МГУ, 1976, ч. 1, с. 3–134.
4. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. — М.: Энергоиздат, 1982. — 215 с.
5. Алексахин Р.М., Поликарпов Г.Г. Актуальные проблемы радиозкологии в свете решения задач атомной энергетики. — Радиобиология, 1981, т. 21, вып. 1, с. 97–108.
6. Алпатьев А.М. Развитие, преобразование и охрана природной среды. Проблемы, аспекты. Л.: Наука, 1983. — 240 с.
7. Баринов Г.В. Обмен  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  между водорослями и морской водой. — Океанология, 1965, т. 5, № 1, с. 111–116.
8. Баринов Г.В., Блинов М.В., Гритченко З.Г. Накопление водорослями и планктоном естественных и искусственных радионуклидов в океане. — В кн.: Гидрофизические исследования Тихого и Атлантического океанов в кругосветном плавании НИС "Михаил Ломоносов". Севастополь, Изд. МГИ АН УССР, 1967, с. 13–17.
9. Бачурин А.А. Математическое описание динамики процессов радиоактивного загрязнения морских организмов из водной среды. — М.: Атомиздат, 1968. — 28 с.
10. Беляев В.И. Метод Лагранжа в кинетике облачных процессов. Л.: Гидрометеоиздат, 1964. — 187 с.
11. Беляев В.И. Уравнения обмена радионуклида между морскими организмами и средой. — В кн.: Радиационная и химическая экология гидробионтов. Киев: Наукова думка, 1972, с. 62–71.
12. Беляев В.И. Теория сложных геосистем. — Киев: Наукова думка, 1978. — 155 с.
13. Беляев В.И., Николаев В.М., Хоткевич Т.В., Шульман Г.Е. Математическое моделирование распределения изотопа между внутренними органами животного. — Докл. АН УССР. Сер. Б, № 3, 1979, с. 234–236.
14. 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. Тезисы докладов — М., 1975. с. 60–61.
15. Ведерников В.И., Стародубцев Е.Р. Первичная продукция и хлорофилл в юго-восточной части Тихого океана. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, 1971, с. 89.
16. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. М.: Наука, 1965. — 324 с.
17. Винберг Г.Г., Анисимов С.И. Математическая модель водной экосистемы. — В кн.: Фотосинтез систем высокой продуктивности. М.: Наука, 1966, с. 213–223.
18. Виноградов М.Е. Суточные вертикальные миграции зоопланктона в дальневосточных морях. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, 1954, т. 8, с. 164–199.
19. Виноградов М.Е. Гиперииды (Amphipoda Hyperidae) западных районов Берингова моря. — Зоологический журнал, 1956, т. 35, вып. 2, с. 194–218.

20. Виноградов М.Е. Гиперииды северо-западной части Тихого океана. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, 1957, т. 20, с. 186—227.
21. Виноградов М.Е. Вертикальное распределение океанического зоопланктона. М.: Наука, 1968. — 319 с.
22. Влияние плотности популяции морских одноклеточных водорослей на потребление фосфора и основные физиологические показатели клеток/З.П. Бурлакова, Д.К. Крупаткина, Л.А. Ланская, Д.Л. Яфарова. В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. I. М.: Наука, 1979, с. 231—235.
23. Вольтера В. Математическая теория борьбы за существование. М.: Наука, 1972. — 216 с.
24. Григорьев Ю.Г. Космическая радиобиология. — М.: Энергоатомиздат, 1982. — 175 с.
25. Грезе В.Н. Экосистема Южной Атлантики и проблема энергетического баланса пелагического сообщества океана. — Океанология, 1982, т. XXII, вып. 6, с. 996—1001.
26. Гусев Д.И. Гигиенические критерии к оценке загрязнения радионуклидами прибрежных морских вод. — В кн.: Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. Vienna: IAEA, 1975, p. 363—373.
27. Долгосрочная международная программа исследований по проблеме: "Взаимодействие между водой и живым веществом"/Г.Г. Поликарпов, М.Г. Валяшко, В.Т. Боуэн и др. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Тр. Международного симп./Одесса, 6—10 октября 1975 г./, М.: Наука, 1979, т. II, с. 201—207.
28. Егоров В.Н. Применение метода меченых атомов для оценки круговорота и моделирования перераспределения химических элементов и их радионуклидов в экосистеме в результате жизнедеятельности ее компонент. — В кн.: Исследование структуры и механизмов функционирования морских экологических систем. Киев: Наукова думка, 1974, с. 20—24.
29. Егоров В.Н. Применение камерных моделей для оценки статических коэффициентов накопления радионуклидов гидробионтами по результатам краткосрочных опытов. — В кн.: Радиохемозология Черного моря. Киев: Наукова думка, 1977, с. 14—16.
30. Егоров В.Н. Математическая модель кинетики обмена изотопов в системе материнский и дочерний радионуклиды в морской среде — гидробионт. — В кн.: Радиохемозология Черного моря. Киев: Наукова думка, 1977, с. 17—21.
31. Егоров В.Н. Планирование экспериментов по определению скоростей обмена радионуклидов морскими гидробионтами с контролируемой точностью. — Радиобиология, 1979, т. 19, № 5, с. 776—779.
32. Егоров В.Н., Иванов В.Н. Математическое описание кинетики обмена цинка-65 и марганца-54 у морских ракообразных при непищевом пути поступления радионуклидов. — В кн.: Экология моря, Киев: Наукова думка, 1981, вып. 6, с. 37—43.
33. Егоров В.Н., Козлова С.И., Кулебакина Л.Г. Кинетические закономерности концентрирования и обмена ртути взвешенным веществом. — Докл. АН СССР, 1983, т. 271, № 6, с. 1488—1491.
34. Егоров В.Н., Кулебакина Л.Г. Математическая модель обмена  $^{90}\text{Sr}$  между цистозирой и морской водой. — В кн.: Радиозология пелагиали и бентали. Киев: Наукова думка, 1974, с. 30—39.
35. Егоров В.Н., Рожанская Л.И., Иванов В.Н. Математическое описание процесса накопления цинка-65 черноморской водорослью *Ulva rigida*. — В кн.: Биология моря, 1975, вып. 6, с. 63—68.
36. Ерохин В.Е. Использование растворенных в морской воде органических веществ беспозвоночными. — В кн.: Экология моря, 1980, вып. 2, с. 3—15.
37. Заика В.Е. Удельная продукция беспозвоночных. — Киев: Наукова думка, 1972. — 145 с.

38. Заика В.Е. Емкость среды – содержание понятия и его применение в экологии. – Экология моря, Киев: Наукова думка, 1981, вып. 7, с. 3–10.
39. Зайцев Ю.П. Морская нейстонология. – Киев: Наукова думка, 1970. – 264 с.
40. Зесенко А.Я. Изучение поведения и накопления гидробионтами различных физико-химических форм радиоактивных и стабильных радионуклидов первой – восьмой групп Периодической системы элементов. – В кн.: Радиохемозология Черного моря. Киев: Наукова думка, 1977, с. 21–52.
41. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Об ассимиляционной емкости Мирового океана. – Океанология, 1983, т. 272, № 3, с. 703–705.
42. Ильин Л.А., Булдаков Л.А., Москалев Ю.И., Аветисов Г.М. Санитарно-гигиенические аспекты основных направлений работы Национальной комиссии по радиационной защите на 1982–1986 гг. – Гигиена и санитария, 1983, № 3, с. 41–43.
43. Измествьева М.А., Галатонина О.А., Шумакова Г.В. и др. Кинетика деструкции взвешенного органического вещества при различных начальных его концентрациях. – Экология моря, Киев: Наукова думка, 1980, № 2, с. 85–91.
44. Иванов В.Н. Накопление  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  океаническим зоопланктоном. – В кн.: Радиохемозология пелагиали и бентали. Киев: Наукова думка, 1974, с. 211–246.
45. Иванов В.Н., Егоров В.Н., Рожанская Л.И. Изучение накопления и выведения  $^{65}\text{Zn}$  черноморской водорослью *Ulva rigida* в связи с ее ростом. – В сб.: Биология моря, Киев: Наукова думка, 1978, вып. 44, с. 46–55.
46. Иванов В.Н., Егоров В.Н., Шевченко М.М. Поступление и выведение цинка-65 у черноморского *Idotea basteri* Aud. – Гидробиол. журн., 1980, т. XVI, вып. I, с. 69–72.
47. Иванов В.Н., Егоров В.Н., Усенко Т.Г., Филиппов Н.А. Изучение пищевого пути потребления и выведения радионуклидов у зоопланктонных организмов. – В сб.: Биология моря, Киев: Наукова думка, 1979, вып. 60, с. 71–74.
48. Ивлев В.С. Экспериментальная экология питания рыб. – М.: Пищевая промышленность, 1955. – 252 с.
49. Иванов В.Н. и др. Моделирование обмена микроэлементов у морских ракообразных. – В сб.: Экология моря. Киев: Наукова думка, вып. 70, 1986, с. 48–53.
50. Калугина-Гутник А.А. Фитобентос Черного моря. Киев: Наукова думка, 1975. – 245 с.
51. Кап Ф. Физика и техника ядерных реакторов. – М.: Изд-во иностр. лит., 1960. – 320 с.
52. Константинов А.С. Общая гидробиология. – М.: Высшая школа, 1979. – 480 с.
53. Копченкова Н.В., Марон И.А. Вычислительная математика в примерах и задачах. М.: Наука, 1972. – 366 с.
54. Ланцош К. Практические методы прикладного анализа. – М.: Физматгиз, 1961. – 284 с.
55. Лебедев В.Л., Айзатуллин Т.А., Хайлов К.М. Океан как динамическая система. Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 203 с.
56. Лисицин А.П., Виноградов М.Е. Глобальные закономерности распределения жизни в океане и их отражение в составе донных осадков. Образование и распределение биогенных осадков. – Изв. АН СССР, сер. геол. 1982, № 4, с. 5.
57. Марчуленене Д.П., Душаускене-Дуж Р.Ф., Поликарпов Г.Г. Поступление  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  в организм пресноводных животных из водной среды и пищи. – Тр. АН Лит. ССР, серия В, 1979, т. 2186, с. 145–152.
58. Марчуленене Д.П., Поликарпов Г.Г. Пути поступления радионуклидов в пресноводных моллюсков и личинок насекомых. – Радиобиология, 1969, т. 9, вып. 2, с. 286–290.
59. Математическое моделирование пелагической экосистемы Черного моря/ В.И. Беляев, А.И. Ленин, О.М. Макаров, Т.С. Петипа – В кн.: Основы биологической продуктивности Черного моря. Киев: Наукова думка, 1979, с. 341–352.

60. Математическое описание кинетики обмена минерального фосфора одноклеточными водорослями/В.Н. Егоров, А.Я. Зесенко, А.В. Пархоменко, З.З. Финенко — Гидробиол. журн. 1982, т. XVIII, вып. 4, с. 45–50.
61. Меншуткин В.В. Математическое моделирование популяций и сообществ водных животных. — Л.: Наука, 1971. — 255 с.
62. Меншуткин В.В., Финенко З.З. Математическое моделирование процесса развития фитопланктона в условиях океанического апвеллинга. — Тр. Ин-та океанологии, 1975, т. 102, с. 175–183.
63. Морозов Н.П., Патин С.А., Петухов С.А. Биохимические исследования металлов в Мировом океане в связи с мониторингом химического загрязнения морской среды. Тр. Первого советско-американского симпозиума. — Л.: Гидрометеоиздат, 1979, с. 25–38.
64. Накопление и выведение цинка-65 водорослью *Stephanopixix palmeriana* в экспериментальных условиях/З.П. Бурлакова, О.М. Сердюков, В. Н. Егоров и др. — В сб.: Экология моря. Киев: Наукова думка, 1980, вып. 2, с. 41–43.
65. Нелепо Б.А. Ядерная гидрофизика. — М.: Атомиздат, 1970. — 224 с.
66. Несмеянов А.Н. Радиохимия. — М.: Химия, 1978. — 560 с.
67. 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.
68. Пархоменко А.В., Егоров В.Н. Кинетика обмена  $^{86}\text{Rb}$  и  $^{137}\text{Cs}$  у морских бактерий. — Гидробиол. журн., 1979, т. 15, вып. 5, с. 94–100.
69. Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. — М.: Пищевая промышленность, 1979. — 304 с.
70. Патин С.А., Морозов Н.П. Микроэлементы в морских организмах и экосистемах. — М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. — 153 с.
71. Паттон А. Энергетика и кинетика биохимических процессов. — М.: Мир, 1968. — 159 с.
72. Петипа Т.С. Трофодинамика копепод в морских планктонных сообществах. — Киев: Наукова думка, 1981. — 242 с.
73. Пионтковский С.А., Егоров В.Н., Иванов В.Н. Опыт использования цинка-65 для изучения ритма питания планктонных ракообразных. — Экология моря. Киев: Наукова думка, 1983, с. 84–88.
74. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. — М.: Атомиздат, 1964. — 295 с.
75. Поликарпов Г.Г. Проблемы радиационной и химической экологии морских организмов. — Океанология, 1967, т. 7, № 4, с. 561–570.
76. Поликарпов Г.Г. Закономерности радиоэкологических процессов концентрирования в морях и океанах. — М.: Атомиздат, 1968. — 18 с.
77. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских растений и животных. — В кн.: Современные проблемы радиобиологии, т. II. Радиоэкология/Под ред. В.М. Ключковского, Г.Г. Поликарпова, Р.М. Алексахина. — М.: Атомиздат, 1971, с. 354–367.
78. Поликарпов Г.Г. О роли живого вещества в гидросфере. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. — Тр. Международного симп. (Одесса, 6–10 октября 1975 г.), М.: Наука, 1979, т. 1, с. 13–20.
79. Поликарпов Г.Г. Становление морской радиационной гидробиологии. — В кн.: История исследований биологических ресурсов гидросферы и их использования. — М.: Наука, 1981, с. 119–125.
80. Поликарпов Г.Г. Экологическая емкость как мера надежности морских экосистем при антропогенном воздействии. — В кн.: Биология шельфовых зон Мирового океана. Тезисы докладов Второй Всесоюзной конференции по морской биологии (Владивосток, сентябрь 1982 г.) ДВНЦ АН СССР, 1982, ч. 3, с. 28–29.
81. Поликарпов Г.Г. Экологические основы охраны гидросферы от антропогенных воздействий. — Гидробиол. журн., 1981, т. 17, вып. 6, с. 3–10.

82. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Способность морских экосистем к удалению радиоактивных и химических загрязнений из фотического слоя. — Вестник АН УССР, 1981, № 2, с. 73–81.
83. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Экологическая емкость фотического слоя океана для загрязнений. — Тезисы II Всесоюзного съезда океанологов (Ялта, 10–17 декабря, 1982 г.) Севастополь, 1982, вып. 5, ч. 2, с. 7–8.
84. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Зесенко А.Я., Светашева С.К. Превращение химических форм йода черноморскими водорослями — макрофитами и биотрансформационная способность морских фитопланктонов. — В кн.: Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма: Тезисы докладов научно-практической конференции, посвященной 200-летию г. Севастополя. Севастополь, 1982, с. 125–126.
85. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Кулебакина Л.Г. и др. Роль биологического фактора в самоочищении Севастопольской бухты от тяжелых металлов. — В кн.: Состояние и перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма: Тезисы докладов научно-практической конференции, посвященной 200-летию г. Севастополя. Севастополь, 1983, с. 22–24.
86. Поликарпов Г.Г., Зесенко А.Я., Егоров В.Н. Функционирование морских экосистем и процессы самоочищения поверхностных вод от загрязнений. — В кн.: Самоочищение воды и миграция загрязнений по трофической цепи. М.: Наука, 1984, с. 5–9.
87. Поликарпов Г.Г., Зесенко А.Я., Любимов А.А. Динамика физико-химического превращения радионуклидов многовалентных элементов в среде и накопление их гидробионтами. — В кн.: Радиационная и химическая экология гидробионтов. Киев: Наукова думка, 1972, с. 5–42.
88. Поликарпов Г.Г., Тимошук В.И., Зесенко А.Я., Кулебакина Л.Г. Процесс восстановления чистоты (по стронцию-90) вод в устье Дуная и прилегающей части Черного моря. — Вестник АН УССР, 1980, № 9, с. 86–89.
89. Попов Н.И., Федоров К.Н., Орлов В.М. Морская вода/Справочное руководство. М.: Наука, 1979. — 327 с.
90. Радиационная и химическая экология гидробионтов/Под ред. Г.Г. Поликарпова. — Киев: Наукова думка, 1972. — 118 с.
91. Радиоактивные загрязнения внешней среды/Под ред. В.П. Шведова и С.И. Широкова. М.: Атомиздат, 1962. — 273 с.
92. Радиохимическая экология Черного моря/Под ред. Г.Г. Поликарпова и Н.С. Рисика. — Киев: Наукова думка, 1977. — 231 с.
93. Романкевич Е.А. Геохимия органического вещества в океане. М.: Наука, 1977. — 256 с.
94. Сказкина Е.П., Давалевский Н.Н. Об использовании хамсой кормовой базы Черного моря. — Труды ВНИРО, 1976, № 116, вып. 2, с. 36–42.
95. Скопинцев Б.А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус). — Тр. Гос. океаногр. ин-та, 1950, вып. 17. (29), с. 290.
96. Сорокин Ю.И. Биогеохимическая деятельность и трофическая роль бактерий в морских водоемах. — Журн. общ. биол., 1973, т. 34, вып. 3, с. 396–406.
97. Сорокина Н.А. Влияние содержания биомассы планктона на корреляцию между прозрачностью и плотностью вод океана. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Тр. Международного симпозиума (Одесса, 6–10 октября 1975 г.), М.: Наука, 1979, с. 34–38.
98. Сравнение физического и биологического факторов переноса радионуклидов по вертикали/А.А. Бачурин, В.И. Беляев, О.Н. Беляева, Г.Г. Поликарпов — В сб.: Морские гидрофизические исследования. Севастополь, Изд. МГИ АН УССР, 1970, № 4 (50), с. 120–127.
99. Старик И.Е. Основы радиохимии. — М.—Л.: Изд-во АН СССР, 1960. — 459 с.
100. Сушеня Л.М. Интенсивность дыхания ракообразных. — Киев: Наукова думка, 1972. — 193 с.

101. Терещенко Н.Н., Егоров В.Н. Кинетические характеристики поглощения и выведения фосфора зеленой водорослью *Ulva rigida*. — В кн.: Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма. Тезисы докладов научно-практической конференции, посвященной 200-летию г. Севастополя. Севастополь, 1983, с. 185.
102. Титлянова А.А., Иванов В.И. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации. — Докл. АН СССР, 1961, т. 136, № 3, с. 721–722.
103. Трошин А.С. О связанном и свободном натрии в скелетных мышцах лягушки. — Биофизика, 1957, т. 2, вып. 5, с. 617–627.
104. Урбах В.Ю. Биометрические методы. М.: Наука, 1964 — 362 с.
105. Фаулер С.Х., Бенайен Ж. Влияние факторов окружающей среды на поток селена через морские организмы. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Труды Международного симпозиума (Одесса, 6–10 октября 1975 г.), М.: Наука, 1979, т. 1, с. 118–128.
106. Финенко З.З., Крупаткина-Акинина Д.К. Влияние неорганического фосфора на скорость роста диатомовых водорослей. — В кн.: Биологическая продуктивность южных морей. Киев: Наукова думка, 1974, с. 120–135.
107. Флейшман Д.Г. Щелочные элементы и их радиоактивные изотопы в водных экосистемах. — Л.: Наука, 1982. — 160 с.
108. Хайлов К.М., Ерохин В.Е. Вопросы утилизации растворенных органических веществ раками *Tigropus brevicornis* и *Calanus finmarchicus*. — Океанология, 1971, т. II(1), с. 117–126.
109. Хайлов К.М., Монина Т.Л. Органотрофия у морских макрофитов как функция плотности их популяций в условиях эксперимента. — Биология моря. Владивосток, 1976, 6, с. 29–34.
110. Чазов Е.И., Ильин Л.А., Гуськова А.К. Опасность ядерной войны. Точка зрения советских ученых-медиков. — М.: Изд. АПН: 1982. — 149 с.
111. Чебанов С.М. Распределение гипериид в приповерхностном слое южной части Берингова моря и прилежащих районов Тихого океана. — Тр. ВНИРО, 58, Тр. ТИНРО, 53, 1965, с. 85–90.
112. Эксюзиян З.М., Егоров В.Н., Курилова Н.В. Библиографический указатель работ ИнБЮМ АН УССР по проблеме "Радиационная и химическая биология" /1957–1972 гг./, — Киев: Наукова думка, 1974. — 58 с.
113. Шведов В.П., Патин С.А. Радиоактивность океанов и морей. М.: Атомиздат, 1968. — 288 с.
114. Ancellin J., Guegueniat P., Germain P. Radioecologie marine. Etude du devenir des radionucléides rejetés en milieu marin et application à la radioprotection. Edition Eyrolles. Paris, 1979. — 256 p.
115. Baxter M.S. The disposal of high-activity nuclear wastes in the oceans. — Mar. Pol. Bull., 1983, v. 14, N 4, p. 126–132.
116. Beasley T.M., Lorr H.V., Gonor J.J. Biokinetic behavior of technetium in the red abalone, *Haliotis rufescens*. — Health Physics, 1982, v. 43, N 4, p. 501–507.
117. Bernhard M. The utilization of simple models in radioecology. — Estratto da "Marine Radioecology", 1971, p. 129–187.
118. Bernhard M., Zattera A. Major pollutants in the marine environment. — In: Marine Pollution and Marine Waste Disposal, Pergamon Press, Oxford and New York, 1975, p. 195–300.
119. Bhat S.J., Krishnaswamy S., Lal D., Moore W.S.  $^{234}\text{Th}$ – $^{238}\text{U}$  ratios in the ocean. — Earth Planet. Lett., 1969, v. 5, N 7, p. 123–129.
120. Bigliocca C., De Bartoli M., Polvani C. Natural cesium in freshwater and fishes. — Symp. de Radioecologie, Centre d'Etudes Nucleaires de Cadarache, du 8 au 12 septembre, 1969. Cadarache. — 16 p. (Preprint).
121. Bowen H.J.M. Environmental Chemistry of the Oceans. — Acad. Press, London, New York, 1979. — 333 p.

122. Bowen V.T., Olsen J.S., Osterberg C.L., Ravera J. Ecological interactions of marine radioactivity. — In: Radioactivity in the Marine Environment. — Wash. Nat. Acad. Sci., p. 200–222.
123. Brown M.P., McLaughlin J.A., O'Connor J.M., Wyman K. A mathematical model of PCB bioaccumulation in plankton. — Preprint, 1980, 35 p.
124. Bryan G.W. Heavy metal contamination in the sea. — In: Marine Pollution, R. Johnston, ed. Acad. Press, L., N.Y., San Francisco, 1976, p. 185–302.
125. Burmaster D.E., Chisholm S.W. A comparison of two methods for measuring phosphate uptake by *Monochrysis lutheri* Droop grown in continuous culture. — Journ. experim. marine Ecol., 1979, v. 39, p. 187–202.
126. Cauwet G. Non-living particulate matter. — In: Elsevier Oceanography Series, 31. Marine Organic Chemistry. Evolution, Composition, Interactions and Chemistry of Organic Matter in Seawater, Ed. by E.K. Duursma and R. Dawson. Chapter 4. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 1981, p. 71–89.
127. Champ M.A., Park P.K. Global Marine Pollution Bibliography. Ocean dumping of municipal and industrial wastes. — IFI/PLENUM, N–Y, 1982, 399 p.
128. Conover R.J., Francis V. The use of radioactive isotopes to measure the transfer of materials in aquatic food chains. — Marine Biology, 1973, N 18, p. 272–283.
129. Crowley M., Murphy C. Heavy metals in mussels and in seawater from Irish coastal waters. — ICES C.M. Papers and Reports, C.M. 1975/E: 29. — 10 p.
130. Davies A.G. The kinetics of and a preliminary model for the uptake of radio-zinc by *Phaeodactylum tricornutum* in culture. — In: Radioactive Contamination of the Marine Environment. Proceedings of a Symposium, Seattle 10–14 July, 1972. — International Atomic Energy Agency, Vienna, 1973, p. 403–421.
131. Droop M.R. The nutrient status of algae cells in continuous culture. — Journ. Mar. Biol. Ass. UK., 1974, v. 55, N 2, p. 541–555.
132. Dugdale R.C. Nutrient limitation in the sea: dynamics, identification and significance. — Limnol. Oceanogr., 1967, N 12, p. 685–695.
133. Elder D.L., Fowler S.W., Polikarpov G.G. Remobilization of sediment — associated PCBs by the worm *Nereis diversicolor*. — Bull. Environm. Contam. Toxicol., v. 21, N 4, p. 448–452.
134. Fowler S.W., Guarj J.-C. High absorption efficiency for ingested plutonium in crabs. — Nature, 1977, v. 266, N 5605, p. 827–828.
135. Fowler S.W., Small L.F. Sinking rates of euphausiid fecal pellets. — Int. Journ. Oceanol. Limnol., 1972, v. 7, N 1, p. 207–212.
136. Froma P.O. Some aspects of radioiodine metabolism in marine teleost. — Bull. Inst. Oceanogr. (Monaco), v. 64, N 1329, 1965, p. 1–12.
137. Gauthier M.J., Aubert M. Chemical telemmediators in the marine environment. — In: Marine Organic Chemistry, E.K. Duursma and R. Dawson, eds. Elsevier Sci. Publ. Co, Amsterdam, Oxford, New York, 1981, p. 225–257.
138. Girardi F.e.a. Modern Trends in Activation Analysis. College station, Texas, USA, 1965, p. 337.
139. Glass H.J., Garetta A.C. Quantitative analysis of exponential curve fitting for biological applications. — Phys. Med. Biol. Bull., 1967, N 126, p. 73–80.
140. Goldberg E.D. The oceans as waste space: the argument. — Oceanus, 1981, v. 24, N 1, p. 2–9.
141. Harding G.C.H. Decomposition of marine copepods. — Limnol. Oceanogr., 1973, v. XVIII, N 4, p. 670–673.
142. IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (CESAMP). Reports and Studies, N 7. Scientific aspects of pollution arising from the exploration and exploitation of the sea-bed. United Nations, New York, 1977. — 35 p.
143. Kečkeš S. What now? The Siren News from UNEP'S Regional Seas Programme, 1982, N 17, p. 2.

144. Kečkeš S., Ozretić B., Krajnović M. Loss of zinc-65 in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. - *Malacologia*, 1968, v. 7, N 1, p. 1-6.
145. Ketchum B.V., Bowen V.T. Biological factors determining the distribution of radioisotopes in the sea. - In: *Proc. 2nd UN Intern. Conf. of the Peaceful Use Atomic Energy*, Geneva, 1958, v. 18, p. 429-433.
146. Krauskopf K.B., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 9, 1956, 1-32B (Cited in *Marine Pollution*, R. Johnston, ed., Acad. Press, L., N.Y., S.F., 1979, p. 729).
147. Krogh A. Dissolved substances as food of aquatic organisms. - *Biol. Rev.*, 1931, N 6, p. 412-442.
148. Kuenzler E.J. Zooplankton distribution and isotope turnover during operation swordfish. US AEC Document NYO-3145-1 (New York Operations Office, New York), 1965.
149. Kulebakina L.G. Results of long-term observations on radioactive contamination ( $^{90}\text{Sr}$ ) of the Danube river mouth. - *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, 1983, v. 28, N 7, p. 241-242.
150. Lotka A.J. *Elements of Physical Biology*. - Baltimore, 1925, p. 174.
151. Lowman F.G., Rice T.R., Richards F.A. Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms. - In: *Radioactivity in the Marine Environment*. Nat. Acad. of Sciences, USA, 1971, p. 161-199.
152. *Marine Environmental Quality. Suggested Research Programs for Understanding Man's Effect on the Oceans*. The report of a special study held under the auspices of the Ocean Science Committee of the NAS-NRC Ocean Affairs Board, August 9-13, 1971, Nat. Acad. of Sciences, Washington, D.C. - 107 p.
153. *Management of Environment*/Ed by B. Patel. - Wiley Eastern Limited, New Dehli, Bangalore, Bombay, Calcutta, 1980. - 578 p.
154. Monod I. *Recherche sus la croissance des cultures bacteriennes*. - Herman Cie. Paris, 1942, p. 1-210.
155. Nakamura R., Nakahara M., Suruki Y. Effects of chemical forms and intake pathways on the accumulation of radioactive cobalt. - *The Japanes of Scientific Fisheries*, 1982, N 48(11), p. 1639-1644.
156. Needler G.T., Templeton W.L. Radioactive waste: the need to calculate an oceanic capacity. - *Oceans*, 1981, v. 24, N 1, p. 60-67.
157. Nelson D.J. Cesium, cesium-137 and potassium concentrations in white crappie and other Clinch river fish. - In: *Symposium on radioecology*/Eds D.J. Nelson, F.G. Evans. Oak Ridge, Tennessee, 1969, p. 240-248.
158. National Oceanic and Atmospheric Administration. Capacity of U-S. coastal waters for pollutants. *Proc. of a Workshop at Crystal Mountain, Wash.*, July 29-August 4, 1979.
159. Officer Ch., Ryther J.H. Swordfish and mercury: a case history. *Oceans*, 1981, v. 24, N 1, p. 34-41.
160. Osterberg C.L., Patullo J., Percy W. - Zinc-65 in euphausiids as related to Columbia river water off the Oregon coast. - *Limnol. Oceanogr.*, 1964, v. 9, N 2, p. 249-257.
161. Parkhomenko A.V., Egorov V.N., Zesenko A.Ja., Polikarpov G.G. The concentrating function of micro-organisms in relation to radionuclides. - *Isotope Marine Chemistry*, Uchida.
162. Patzer R.G. Concentration Factors and Transport Models for Radionuclides in Aquatic Environments. A literature report. EPA-600/3-76-054, May 1976. Environmental Monitoring and support Lab., Las Vegas, NV, 1976. - 56 p.
163. Pickering D.C., Lucas J.W. Uptake of radiostrontium by an alga and the influence of calcium ion in the water. - *Nature*, 1962, v. 193, N 4820, p. 1046-1047.
164. Polikarpov G.G. *Radioecology of Aquatic Organisms*. North-Holland Publ. Co-Amsterdam, Reinhold Book Div. - New York, 1966, - 314 p.
165. Polikarpov G.G. Effects of ionizing radiations (chronic irradiation). - In: *Atti della Giornata sul Tema Alcuni Aspetti di Radioecologia*. XX Congresso Nazionale As-



sociazione Italiana di Fisica Sanitaria e Protezione Contro le Radiationi. Poligrafici Parma-Bologna, Bologna, 1977, p. 25-46.

166. Polikarpov G.G. Radiation hydrobiology: beginning to the present (1896-1979). - In: Management of Environment (B. Patel, ed.), New Dehli, Wiley Eastern L., 1980, p. 287-301.

167. Polikarpov G.G., Parsi P., Fowler S.W. Chronic effects of a PCB (DP5) upon *Neis diversicolor* in spiked mediterranean sediments. - Rapp. Comm. int. Mer Medit., 1983, v. 28, N 7, p. 167-168.

168. Preston A. Artificial radioactivity in the sea. - In: The Sea, vol. 5: Marine Chemistry (E.D. Goldberg, ed.). John Wiley & Sons, New York, London, Sydney, Toronto, 1974, p. 817-836.

169. Putter A. Die Ernährung der Wassertiere und der Stoffhaushalt der Gewässer. - Fischer, Jena, 1909, p. 27-43.

170. Radioactivity in the Marine Environment. Prepared by the Panel on radioactivity in the marine environment of the Committee on Oceanography National Res. Council, Nat. Acad. Sci., Wash., 1971. - 272 p.

171. Rashevsky N. Mathematical Biophysics. Physico-mathematical foundations in biology. - Dover Publication Inc., New York, 1960, v. 1, - 263 p.

172. Rizič I. Two compartment model of radionuclides accumulation into marine organisms. I. Accumulation from a medium of constant activity. - In: Marine Ecology, 1972, v. 15, N 2, p. 105-113.

173. Scott R. A study of cesium accumulation by marine algae. Proc. 2nd Radioisotope Conf., v. 1, Med. and Physiol. Applications, Butterworths Sci. Publ. (Oxford, 19-23 July 1954). Academic Press Inc., New York, 1954, p. 373-380.

174. Seymour A. Potential consequences of the nuclear war in oceanic ecosystems. - Ambio, 1982, v. 11, N 2-3, p. 132-137.

175. Sheppard C.W., Housholder A.S. The mathematical basis of the interpretation of tracer experiments in closed steady-state systems. - Journ. Appl. Phys., 1951, v. 22, N 4, p. 510-520.

176. Small L.F., Fowler S.W. Turnover and vertical transport of zinc by the Euphausiid *Meganocyttus norvegica* in the Ligurian Sea. - Marine Biology, 1973, v. 18, N 4, p. 284-290.

177. Taguchi S. Relationship between photosynthesis and cell size of marine diatoms. - Journ. of Phycology, 1976, v. 12, N 2, p. 32-36.

178. The Economist, Science and Technology. Toning down the Mediterranean blues. - Marseille, 1983, 11 June, p. 69-72.

179. UNEP. Marine Pollution, UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 25. Geneva UNEP, 1983, - 10 p.

180. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR Report of the General Assembly, 1977, United Nations, New York, 1977, p. 165.

181. Whicker E.W., Schultz V. Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. - CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, 1982, v. 1. - 212 p., v. 2, - 228 p.

182. Whittaker H.H., Likens C. The primary production of the biosphere. - Human Ecology, 1973, v. 1, p. 299-369.

183. Zika R.G. Marine organic photochemistry. - In: Marine Organic Chemistry. E.K. Duursma and R. Dawson, eds. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, Oxford, New York, 1981, p. 299-325.

UN/SC/AR 101-12

## ОГЛАВЛЕНИЕ

|                                                                                                                        |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Предисловие . . . . .                                                                                                  | 3   |
| Введение . . . . .                                                                                                     | 4   |
| <i>Глава 1. Фоновый состав природных вод, их загрязненность и антропогенное воздействие на Мировой океан . . . . .</i> | 8   |
| 1.1. Радионуклидный и химический состав морской воды . . . . .                                                         | 8   |
| 1.2. Радиоактивные загрязнения и их потенциальная опасность . . . . .                                                  | 14  |
| 1.3. Химические загрязнения морской среды и их опасность . . . . .                                                     | 19  |
| 1.4. Проблема предельной антропогенной нагрузки на экосистемы . . . . .                                                | 22  |
| <i>Глава 2. Математическое описание процессов взаимодействия гидробионтов с загрязнителями . . . . .</i>               | 30  |
| 2.1. Динамические задачи . . . . .                                                                                     | 30  |
| 2.2. Методическая база решения динамических задач . . . . .                                                            | 33  |
| 2.3. Математические модели минерального обмена гидробионтов . . . . .                                                  | 37  |
| 2.4. Определение параметров эмпирических камерных моделей на основании наблюдений . . . . .                            | 42  |
| <i>Глава 3. Парентеральное поглощение веществ . . . . .</i>                                                            | 47  |
| 3.1. Адекватность камерных моделей . . . . .                                                                           | 47  |
| 3.2. Учет радиоактивного распада . . . . .                                                                             | 50  |
| 3.3. Размерные характеристики гидробионтов . . . . .                                                                   | 53  |
| 3.4. Рост гидробионтов и продукционные процессы . . . . .                                                              | 56  |
| 3.5. Удельная биомасса или плотность популяций . . . . .                                                               | 65  |
| 3.6. Концентрация химического элемента в воде . . . . .                                                                | 69  |
| 3.7. Концентрация элементов — химических аналогов . . . . .                                                            | 77  |
| 3.8. Биотическая трансформация физико-химических форм элементов . . . . .                                              | 78  |
| 3.9. Лимитирование продукционных процессов биогенными химическими субстратами . . . . .                                | 82  |
| <i>Глава 4. Алиментарное поглощение веществ . . . . .</i>                                                              | 86  |
| 4.1. Модели кинетики обмена . . . . .                                                                                  | 86  |
| 4.2. Соматический и генеративный рост гидробионтов . . . . .                                                           | 91  |
| 4.3. Концентрация химического элемента в пище . . . . .                                                                | 94  |
| <i>Глава 5. Обобщенная модель открытой системы . . . . .</i>                                                           | 99  |
| 5.1. Совместное парентеральное и алиментарное поглощение веществ гидробионтами . . . . .                               | 99  |
| 5.2. Массообмен в открытых системах . . . . .                                                                          | 102 |
| 5.3. Балансовые равенства обобщенной модели . . . . .                                                                  | 104 |
| 5.4. Область применения обобщенной модели и биологическая интерпретация параметров . . . . .                           | 106 |
| <i>Глава 6. Динамические характеристики системы загрязнитель в морской среде-гидробионт . . . . .</i>                  | 109 |
| 6.1. Перенос загрязнителей через термоклин в результате циркадных ритмов зоопланктона . . . . .                        | 109 |
| 6.2. Взаимодействие экосистемы фотического слоя с химическими веществами морской среды . . . . .                       | 116 |
|                                                                                                                        | 175 |

|                                                                                                           |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Глава 7. Стационарные характеристики системы загрязнитель в морской среде — гидробионт</b>             | 132 |
| 7.1. Условия стационарности                                                                               | 132 |
| 7.2. Круговорот химических веществ в гидробионтах                                                         | 133 |
| 7.3. Биоциркуляционный круговорот веществ в морской среде                                                 | 135 |
| 7.4. Сравнение парентерального и алиментарного путей поглощения химических веществ гидробионтами          | 137 |
| 7.5. Биоседиментационный вынос химических веществ из фотического слоя                                     | 140 |
| 7.6. Сравнение биотических факторов вертикального переноса радиоактивных и химических веществ в океане    | 144 |
| 7.7. Сравнение физического и биологического вертикального переноса химических веществ из фотического слоя | 147 |
| <b>Глава 8. Экологическая емкость морской среды в отношении радиоактивных и химических загрязнений</b>    | 150 |
| 8.1. Факторы самоочищения морской среды. Понятие экологической емкости                                    | 150 |
| 8.2. Биоседиментационное самоочищение вод                                                                 | 154 |
| 8.3. Биотрансформационное самоочищение вод                                                                | 155 |
| 8.4. Зависимость параметров биотического самоочищения вод от концентрации загрязнителя в среде            | 157 |
| 8.5. Предел биотического самоочищения вод                                                                 | 159 |
| 8.6. Оценка экологической емкости                                                                         | 162 |
| Список литературы                                                                                         | 166 |