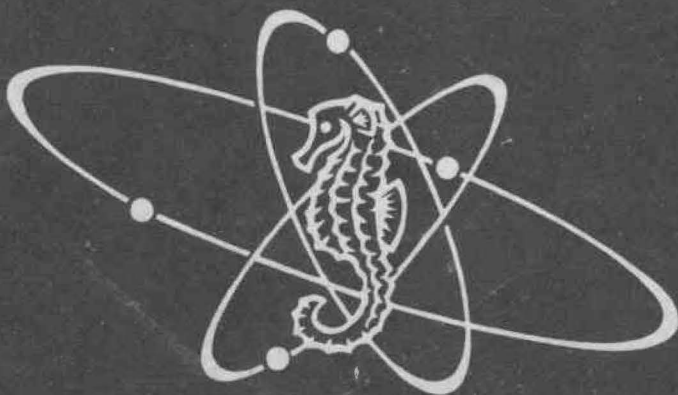


40468

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ МЕЖДУ ВОДОЙ И ЖИВЫМ ВЕЩЕСТВОМ



ИЗДАТЕЛЬСТВО «НАУКА»

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р

НАЦИОНАЛЬНЫЙ КОМИТЕТ ГЕОЛОГОВ СССР

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ МОРЯ
ДВНЦ АН СССР

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ
ЮЖНЫХ МОРЕЙ АН УССР

U S S R A C A D E M Y O F S C I E N C E S

NATIONAL COMMITTEE OF THE USSR GEOLÖGISTS

INSTITUTE OF MARINE BIOLOGY,
FAR EAST SCIENCE CENTRE, USSR
ACADEMY OF SCIENCES

INSTITUTE OF BIOLOGY
OF THE SOUTH SEAS,
UKRAINIAN ACADEMY
OF SCIENCES

INTERACTION BETWEEN WATER AND LIVING MATTER

Proceeding
of the International Symposium

Odessa, 6-10 October, 1975

Volume I



PUBLISHING HOUSE «NAUKA»
MOSCOW, 1979

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ МЕЖДУ ВОДОЙ И ЖИВЫМ ВЕЩЕСТВОМ

Труды
Международного симпозиума

Одесса, 6 - 10 октября 1975 г.

Том I



ИЗДАТЕЛЬСТВО «НАУКА»
МОСКВА, 1979

Два тома содержат Труды Международного симпозиума по актуальным проблемам взаимодействия между водой и живым веществом, который состоялся 6–10 октября 1975 г. в г. Одессе. В них анализируются геохимическое воздействие гидробионтов на среду обитания, дана оценка техногенного загрязнения, способности водоемов к самоочищению, роли биогеохимических процессов в формировании полезных ископаемых.

Редакционная коллегия:

Е.В. Краснов (председатель), *Ю.П. Зайцев* (зам. председателя),
К.М. Хайлов (зам. председателя), *Т.М. Удельнова* (ученый секретарь),
В.И. Беляев, *Е.А. Бойченко*, *М.Г. Валяшко*, *И.М. Варенцов*, *В.Н. Грезе*,
Л.Г. Кулебакина, *Г.Г. Поликарпов*, *В.Н. Соффер*

The issue of two volumes comprise Proceedings of the International Symposium on actual problems of interaction between water and living matter, which took place in Odessa on October 6–10, 1975. The papers presented deal with a geochemical effect of hydrobionts upon their environment, evaluation of the industrial pollution, capacity of water basins for self-purifications, the role of biogeochemical processes in formation of useful minerals.

Editorial board:

E.V. Krasnov (Editor-in-Chief), *Ju.P. Zajtsev* (Assistant Chief),
K.M. Khajlov (Assistant Chief), *T.M. Udelnova* (Scientific Secretary),
V.I. Belyaev, *E.A. Boichenko*, *M.G. Velyashko*, *I.M. Varentsov*, *V.N. Greze*,
L.G. Kulebakina, *G.G. Polikarpov*, *V.N. Sojfer*

40468

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ МЕЖДУ ВОДОЙ И ЖИВЫМ ВЕЩЕСТВОМ

Т о м I

Утверждено к печати Национальным комитетом геологов СССР

Редактор *М.В. Розанов*. Редактор издательства *Т.Б. Гришине*
Художественный редактор *С.А. Литвак*. Технический редактор *Л.В. Русская*

ИБ № 16098

Подписано к печати 23.04.79. Т — 08734. Формат 60х90 1/16. Бум. офс. № 1
Усл.печл. 16,3+0,1 вкл. Уч.-издл. 18,8. Тираж 1250 экз. Тип. зак. 13. Цена 3 руб.

Книга издана офсетным способом

Издательство "Наука", 117864 ГСП—7, Москва В—485, Профсоюзная ул., д. 90;
Ордена Трудового Красного Знамени 1-я типография издательства "Наука",
199034, Ленинград, В—34, 9-я линия, 12

Предисловие (Е.В. Краснов)	9
--------------------------------------	---

Вступительные доклады

Поликарпов Г.Г. О роли живого вещества в гидросфере	13
Зайцев Ю.П. Нейстон — биологический фактор воздействия на свойства воды в зоне гидросфера—атмосфера	21

Контролируемые и продуцируемые живым веществом компоненты природных вод

Вангерски П.Дж. Гетерогенное распределение органического вещества в океанах и его экологическое значение	26
Десаи М.В., Гангули А.К. Органические и металлоорганические вещества в морской среде	32
Рождественский А.В. Распределение и динамика главных биогенных элементов и органического вещества в водах Черного моря	38
Горбенко Ю.А., Подвинцев Ю.В. Растворенное органическое вещество (РОВ) и pH как статистические функции био- и абиотических параметров Черного моря	45
Батурина М.В., Мишустина И.Е., Романкевич Е.А. Фракционирование и электронно-микроскопическое изучение растворенного органического вещества морской воды	51
Емельянов Е.М. Поливалентные металлы в водах и во взвеси бассейна Атлантического океана	59
Варенцов И.М., Пронина Н.В. Изучение процессов поглощения никеля, кобальта и других переходных металлов из морской воды гидроокислами железа и марганца	65

Концентрирующая функция живого вещества водоемов

Фолсом Т.Р., Ходж В.Ф. О переносе вещества к морским организмам через водные пограничные слои	72
Шимизу М. Условия определения параметров кинетики радионуклидов в водных организмах	75
Анслэ Ж., Бовар П., Гегеньяк П. Уровень радиоактивности и факторы концентрирования радиоизотопов морскими водорослями в районе п-ва Котантон (Па-Манш)	85
Марчюлёне Е.-Д.П., Душаускене-Дуж Н.-Р.Ф., Нянишкене В.-М.Б., Чубирайте Н.А., Шулиене Р.И., Трайнаускайте И.Ю. Поглощение некоторых радионуклидов металлов пресноводными растениями	90
Христофорова Н.К., [Синьков Н.А.], Баденко Ю.П., Христофорова О.Л. Различия в накоплении химических элементов морскими растениями в водоемах с разным содержанием металлов	97
Антоненко Т.М., Дворецкий А.И., Аристова Т.И. Тенденции пресноводных гидробионтов к извлечению Cs и его корреляционные взаимоотношения с биохимическими компонентами клеток	101
Бессонов Б.И., Бельчева Н.Н., Свенко Г.Н., Филатов Э.С., Холкин В.Я. Световодуцированные изменения в обмене $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, ^{131}I между морской водой и талломом водоросли	103
Холкин В.Я., Бессонов Б.И., Бельчева Н.Н., Свенко Г.Н., Филатов Э.С. Действие 2,4-динитрофенола на обмен $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, ^{131}I между морской водой и талломом водоросли	108

Ливингстон Х.Д., Боуэн В.Т. Различия биологического взаимодействия плутония, америция и некоторых других трансурановых элементов в морских и пресноводных условиях	110
Фаулер С.У., Бенайен Ж. Влияние факторов окружающей среды на поток селена через морские организмы	118
Люцц Ч. Кинетика натрия в креветке <i>Palaemonetes pugio</i>	128
Захарова Л.Н. Концентрирование поливалентных металлов из гидросферы растениями	130
Лазоренко Г.Е. Связывание радионуклидов теллура и иода молекулами альгината натрия в морской воде	135
Рындина Д.Д. Роль полисахаридов бурых водорослей в извлечении некоторых радионуклидов металлов из морской воды	138
Кравцова Ю.Ю., Саянко Г.Н. Биологические аспекты поведения иода при взаимодействии водорослей с морской водой	146
Буцук С.В., Свешников В.Г., Бессонов Б.И. Активный транспорт ионов кожей морских костистых рыб	152
Александрян О.М., Прокопенко В.А., Косинова Н.Р., Страдомский В.А. Некоторые закономерности накопления специфических ингредиентов и их действие на ихтиофауну в зависимости от условий среды	157

Трансформирующая, окисляющая и минерализующая роль вещества в водоемах

✓ Скопинцев Б.А. Закономерности разложения (минерализации) органического вещества отмершего планктона	162
✓ Леонов А.В., Айзатуллин Т.А. Кинетика трансформации органических и неорганических веществ микроорганизмами морской воды (математическое моделирование)	170
Максимович К.А. Роль микроорганизмов в формировании химического состава минеральных вод	181
Лебедева М.Н., Гутвейб Л.Г. Биогенная миграция кобальта в связи с бактериальным синтезом кобаламинов в южных морях	187
Миронов О.Г., Щекатурина Т.Л. Изменение липидных фракций планктонного детрита в процессе его преобразования в морской воде	196
Лебедева М.Н., Чепурнова Э.А., Шумакова Г.В. Деструкция органического вещества бактериопланктоном южных морей	197
Радосавлевич Р., Тасовац Т., Зарич М., Драшкович Р. Биогеохимическое поведение железа, кобальта и хрома в р. Дунай и оз. Джердап	204
Краснов Е.В. Некоторые проблемы геохимической экологии и палеоэкологии морских беспозвоночных	213

Обеднение и изъятие химических компонентов природных вод живым веществом

Рисик Н.С., Романов В.И. Извлечение сестомом тяжелых металлов из морской воды	222
✓ Силкин В.А., Звалинский В.И. Извлечение биогенных элементов из морской воды популяцией одноклеточной водоросли	223
Бурлакова З.П., Крупаткина Д.К., Ланская Л.А., Яфарова Д.Л. Влияние плотности популяций морских одноклеточных водорослей на потребление фосфора и основные физиологические показатели клеток	231
Рожанская Л.И., Иванов В.Н., Егоров В.Н. Некоторые закономерности извлечения из воды металлов и их радионуклидов морскими организмами	235
Макарычева А.М., Христофорова Н.К. Извлечение ионов меди из воды ракообразным <i>Artemia salina</i>	239
Бельчева Н.Н., Саенко Г.Н., Бирюкова Т.А., <u>Синьков Н.А.</u> Миграция физиологически важных металлов между морскими звездами, моллюсками и водой Японского моря	242
Буннов Н.И., Лаптев М.И., Осолкова Н.М. Извлечение ^{90}Sr и ^{137}Cs гидробионтами различных трофических уровней пресноводных слабоминерализованных водоемов	248

Introductory papers

<i>Polikarpov G.G.</i> On the role of living matter in the hydrosphere	13
<i>Zaitsev Yu.P.</i> Neuston — a biological factor of influence on the water properties in the hydrosphere—atmosphere zone	21

**The components of natural waters
controlled and produced by the living matter**

<i>Wangersky P.J.</i> Heterogeneous distribution of organic matter in the ocean and its ecological implications	26
<i>Desai M.V., Genguly A.K.</i> Organic and organo-metallic substances in the marine environment	32
<i>Rojdestvensky A.V.</i> Distribution and dynamics of the principal biogen elements and organic matter in the Black Sea waters	38
<i>Gorbenko Yu.A., Podvinitsv Yu.V.</i> The dissolved organic matter (DOM) and pH as statistical functions of bio- and abiotic parameters of the Black Sea	45
<i>Baturina M.V., Mishustina I.E., Romankevich E.A.</i> Fractionation and electron-microscopic study of dissolved organic matter of sea water	51
<i>Emeljanov E.M.</i> Polyvalent metals in waters and particulate matters of the Atlantic ocean reservoir	59
<i>Varentsov I.M., Pronina N.V.</i> On the study of the sorption processes of nickel, cobalt and other transitional metals from sea water by hydroxides of Manganese and Iron	65

The concentration function of the living matter in reservoirs

<i>Folsom T.R., Hodge V.F.</i> Experiments concerning transport of matter to marine organisms across aqueous boundary layers	72
<i>Shimizu M.</i> Conditions necessary on estimating parameters for kinetics of radio-nuclides in aquatic organisms	75
<i>Ancellin J., Bovard P., Guequeniart P.</i> Observations on radioactivity level and radio-isotope concentration factors by algae in the region of Kotantena peninsula (English Channel)	85
<i>Martchyulene E.-D.P., Dushauskene-Duzh N.-R.F., Tchibiraite N.A., Nenishkene V.-M.B., Shulyene R.I., Trainauskaite I.Yu.</i> Absorption of some radio-nuclides of metals by freshwater plants	90
<i>Khristophorova N.K., Sinkov N.A., Badenkov Yu.P., Khristophorova O.L.</i> Variations in accumulation of chemical elements by marine plants from the bays with different metal content	97
<i>Antonenko T.M., Dvoretzky A.I., Aristova T.I.</i> The tendency of fresh water hydro-bionts to extract ^{137}Cs and its correlational interrelations with biochemical components of cells	101
<i>Bessonov B.I., Beltcheva N.N., Saenko G.N., Filatov E.S., Kholkin V.J.</i> Light induced alterations in exchange of H^{14}CO_3 , $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{2-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, $^{131}\text{I}^-$, between sea water and the thallus of the algae	103
<i>Kholkin V.J., Bessonov B.I., Beltcheva N.N., Saenko G.N., Filatov E.S.</i> The effect of 2,4 — dinitrophenol on the exchange of ions H^{14}CO_3 , $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{2-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ and $^{131}\text{I}^-$, between water and the thallus seaweed	108

<i>Livingston H.D., Bowen V.T.</i> Contrasts between the marine and freshwater biological interactions of plutonium, americium and some other transuranium elements	110
<i>Fowler S.W., Benayen G.</i> Influence of environmental factors on selenium flux through marine organisms	118
<i>Lucu Ch.</i> Sodium kinetics in the shrimp <i>Palaemonetes pugio</i>	128
<i>Zakharova L.N.</i> Polyvalence metal concentration by plants from hydrosphere	130
<i>Lazorenko G.E.</i> Fixation of Te and J radionuclides by sodium alginate molecules in sea water	135
<i>Ryndina D.D.</i> The role of polysaccharides of brown algae in the extraction of some radionuclides of metals from sea water	138
<i>Kravtsova Yu.Yu., Saenko G.N.</i> Biogeochemical aspects of iodine behaviour during interaction of algae with sea water	146
<i>Butsuk S.V., Sveshnikov V.G., Bessonov B.I.</i> Active ion transport by the skin of the teleosts	152
<i>Aleksanjan O.M., Prokopenko V.A., Koslova N.R., Stradomsky V.A.</i> Some regularities in accumulation of specific ingredients and their action on ichthyofauna in dependence on environmental conditions	157

The transforming, oxidizing and mineralizing role of the living matter in reservoirs

<i>Skopintsev B.A.</i> Regularities governing the destruction of dead plankton organic matter	162
<i>Leonov A.V., Ajzatulin T.A.</i> Kinetics of transformation of organic and inorganic substances by marine microorganisms (mathematical simulation)	170
<i>Maximovitch K.A.</i> The role of the microorganisms in the compound formation of the mineral waters	181
<i>Lebedeva M.N., Gutveib L.G.</i> Biogenic migration of cobalt in connection with bacterial synthesis in cobalamines in south seas	187
<i>Mironov O.G., Shcheckaturina T.L.</i> Alteration of lipid fractions of plankton detritus during its transformation in sea water	196
<i>Lebedeva M.N., Tchepurnova E.A., Shumakova G.V.</i> Destruction of organic matter by bacterioplankton of south seas	197
<i>Radosavljevitch R., Tasovats T., Zaritch M., Drashkovitch R.</i> Biogeochemical behaviour of Fe, Co, and Cr in the Danube river and its lake "Djerdap"	204
<i>Krasnov E.V.</i> Some problems of geochemical ecology and paleoecology of marine invertebrates	213

Impoverishment and removal of the chemical components of the natural waters by the living matter

<i>Risik N.S., Romanov V.I.</i> The extraction of heavy metals from sea water by seston	222
<i>Silkin V.A., Zvalinsky V.I.</i> Extraction of biogenic elements from sea water by a population of unicellular algae	223
<i>Burlakova Z.P., Krupatkins D.K., Lanskaya L.A., Yafarova D.L.</i> Influence of marine unicellular algae population densities on phosphorus consumption and main cell physiological indices	231
<i>Rozhanskaya L.I., Ivanov V.N., Egorov V.N.</i> Some laws governing the extraction of metals and their radionuclides from water by marine organisms	235
<i>Makarycheva A.M., Christophorova N.K.</i> An extraction of some copper ions from sea water by the Crustacean <i>Artemia salina</i>	239
<i>Beltcheva N.N., Saenko G.N., Biryukova T.A., Sinkov N.A.</i> Physiologically important metals: migrations between starfishes, molluscs and the waters of the Sea of Japan	242
<i>Beanov N.I., Laptev M.I., Oskolkova N.M.</i> Extraction of ^{90}Sr and ^{137}Cs by hydrobionts of different trophic levels in freshwater weakly mineralized reservoirs	248

Химический состав морских и пресных вод нашей планеты, их многообразные свойства, способность поддерживать жизнедеятельность миллионов видов и сообществ животных и растений формируются в природных экологических системах и биогеоценозах с участием всех компонентов биосферы.

Проблема взаимодействия "вода — живое существо" включает весьма широкий круг вопросов, требующих разработки. Исторически и логически поиски ответов на эти вопросы привели к становлению области естественных наук, которую можно назвать геохимической экологией гидросферы.

У ее истоков стоял выдающийся русский геохимик, основоположник биогеохимии академик Владимир Иванович Вернадский. Он раньше других ученых обратил внимание на то, что свойства природной воды формируются при участии населяющих ее живых организмов, и поэтому не могут быть выражены адекватно реальному состоянию одним лишь химическим составом раствора. Еще в 1923 г. Вернадский писал: "В той морской воде, анализ которой сейчас производится, всегда содержатся мельчайшие организмы — бактерии, наннопланктон и т.п., которые проходят через все фильтры, употребляемые при взятии проб воды для химического анализа. Обычно считается, что количество этого микроскопически мелкого рассеянного живого вещества, остающегося в анализируемой морской воде, ничтожно...

В действительности анализы морской воды, которые мы имеем, не дают нам ни состава косной, мертвой части морской воды, ни состава реально существующей в природе морской воды, всегда пропитанной жизнью. Они представляют искусственную величину, выражающую состояние наших знаний, а не выяснение реального явления природы" (Избр. соч., М., 1960, т. V, с. 163).

В своем завершающем труде "Химическое строение биосферы Земли и ее окружения", напечатанном впервые в 1965 г., В.И. Вернадский охарактеризовал главнейшие геохимические функции живого вещества: газовую, концентрационную, окислительно-восстановительную, биохимическую — и деятельность человека. Развивая положения Вернадского, его последователи и ученики Я.В. Самойлов, А.П. Виноградов и другие

отечественные ученые подчеркивали большое значение водных организмов в образовании минералов и полезных ископаемых осадочного происхождения — месторождений фосфоритов, железо-марганцевых руд и др.

Многие годы посвятил разработке проблем морской биогеохимии А.П. Виноградов. Его первые труды были связаны с установлением химического состава организмов моря, их геохимической специализацией и эволюцией биогеохимических функций. Позднее он ввел понятие о биогеохимических провинциях, оценил их роль в органической эволюции.

В монографии "Введение в геохимию океана" (1967) А.П. Виноградов проанализировал динамику становления и развития важнейшей водной биогеосистемы Земли.

Несмотря на крупные успехи геохимической экологии гидросферы, до настоящего времени остались недостаточно выясненными способы концентрирования химических элементов и изотопов водными организмами.

В этом процессе, как отмечал А.П. Виноградов, мы должны видеть один из наиболее мощных видов извлечения металлов из воды, их переноса в донные осадки, непосредственно или через пищевые цепи организмов.

Необычайно интересно и также требует расшифровки селективное увеличение концентрирующей способности отдельных видов и родов животных и растений, населяющих водные бассейны, в котором находят своеобразное отражение закон гомологических рядов в наследственной изменчивости, открытый в начале XX в. Н.И. Вавиловым, и закон параллелизма в эволюции живых существ.

В последние годы развиваются представления о химико-биологических системах водоемов как совокупности взаимодействующих компонентов. Конечно, наука и сегодня выделяет и описывает в сложных морских и пресноводных биогеоценозах отдельные "элементарные" процессы. Но все больше исследователей осознают также необходимость анализа функций и моделирования целостных систем, свойства которых определяются взаимодействием составляющих элементов.

Обсуждению упомянутых проблемных вопросов и был посвящен состоявшийся в Одессе симпозиум. Его участники — ведущие ученые СССР, стран социалистического содружества, а также США, Канады, Франции, Италии, Индии и других стран обсудили один из центральных геохимических аспектов проблемы "Взаимодействие между водой и живым веществом": воздействие организмов на воду, на состав и физико-химическое состояние растворенных в ней неорганических, органических и органоминеральных соединений.

Созыв симпозиума был запланирован международной рабочей группой (в настоящее время комиссия) по геохимии природных вод, Международной Ассоциации геохимии и космохимии (IAGC) в связи с осуществлением большой комплексной программы исследований по геохимии природных вод, разработанной председателем этой рабочей группы

профессором М.Г. Валяшко в 1970 г. Симпозиум организовали Академия наук СССР и Академия наук УССР при активном участии и содействии комиссии по геохимии природных вод Международной Ассоциации геохимии и космохимии и ЮНЕСКО.

Специалисты самых различных направлений — геохимики, биологи, химики, физики, математики и даже философы представили на симпозиум свои доклады и активно разрабатывали долговременную программу исследований по проблеме "Взаимодействие между водой и живым веществом".

Публикуемые Труды — первая в мировой литературе сводка данных по этой проблеме. В них дана всесторонняя оценка воздействия живого вещества на состав и качество природных вод, анализируются кинетика процессов извлечения и выделения водных компонентов, структура воды и водных растворов, обсуждаются проблемы и перспективы водной геохимической экологии в условиях глобального техногенного воздействия человека на окружающую его природную среду.

Все эти вопросы получают особое звучание в переживаемый нами момент чрезвычайно интенсивного вмешательства человека в окружающую среду и прежде всего в водную среду. Сейчас как никогда остро стоит вопрос о разработке рациональных методов и путей природопользования причем рациональное водопользование является одним из самых первоочередных и ответственных задач. Разработка рациональных методов водопользования, с учетом взаимосвязи живого вещества со вносимыми в воды веществами, может быть осуществлена лишь на основе глубокого научного проникновения в процессы взаимодействия природных водных растворов и живого вещества, выделения определяющих параметров и установления закономерностей, управляющих этими сложными и многообразными процессами.

Мы надеемся, что собранный в Трудах материал послужит хорошим началом такого подхода к решению этих важнейших вопросов современности.

Том I содержит тексты докладов по контролируемым и продуцируемым живым веществом компонентам природных вод, трансформирующей, окисляющей и минерализующей роли живого вещества в водоемах, концентрирующей функции живых организмов, обеднению и изъятию химических соединений водными растениями и животными. Во II томе рассмотрены изменение природных вод живым веществом и роль физических факторов в изменении биологических свойств воды, обогащение вод продуктами жизнедеятельности организмов, природные воды и живое вещество в условиях ноосферы (сферы разума, по В.И. Вернадскому), химическая экология водоемов.

В конце II тома помещены Решение и уточненная редакция долговременной Международной программы исследований по проблеме "Взаимодействие между водой и живым веществом", разработанной под руководством чл.-кор. АН УССР Г.Г. Поликарпова.

В процессе редактирования Трудов были предприняты усилия к тому, чтобы максимально облегчить пользование книгой — перед текстом

каждого доклада помещено его краткое содержание. Некоторые сообщения публикуются в сокращенном виде. Редколлегия надеется, что публикуемые Труды будут полезны специалистам самых различных направлений: ученым, инженерно-техническим работникам отраслей и ведомств, занимающихся проблемами чистой воды, специалистам рыбного хозяйства, морского и речного флота, горнодобывающей промышленности, планирующих органов, так или иначе связанных с воздействием на водные экологические системы и вместе с тем зависящих от их нормального функционирования.

Доктор геол.-мин. наук
Е.В. КРАСНОВ

Г.Г. ПОЛИКАРПОВ

СССР

О РОЛИ ЖИВОГО ВЕЩЕСТВА В ГИДРОСФЕРЕ

В сообщении дан обзор биогеохимических представлений основоположника учения о биосфере В.И. Вернадского, приведено сопоставление различных способов выражения концентрирующей функции живого вещества гидросферы, предлагается классификация новых компонентов в воде, с которыми взаимодействует живое вещество.

Создание предпосылок современного быстро развивающегося учения о роли живого вещества в гидросфере в условиях появившейся 3,5 млрд. лет тому назад биосферы и формируемой человечеством ноосферы — результат усилий ученых различных стран.

Термин "биосфера" предложил австрийский геолог Э. Зюсс в 1875 г., "ноосфера" — французские исследователи П. Тейяр де Шарден и Э. Леруа в 1927 г., "живое вещество" — советский естествоиспытатель В.И. Вернадский в 1921 г.

Крупнейшие специалисты в области геохимии и экологии — проф. Я. Мияки (Япония), проф. Дж.Е. Хатчинсон и Ю. Одум (США), акад. А.П. Виноградов (СССР) и многие другие считают акад. В.И. Вернадского создателем стройного учения о биосфере. Монографией "Химическое строение биосферы Земли и ее окружения", вышедшей в 1965 г., он оказал значительное влияние на развитие современной биогеохимии и химической экологии.

Академик В.И. Вернадский подразделил биосферу на следующие компоненты: живое вещество (совокупность живых организмов), биогенное, косное, биокосное, радиоактивное, рассеянные атомы, вещество космического происхождения. Масса биосферы составляет 10^{27} г, а вес живого вещества — 10^{21} г. Растения усваивают 1% солнечной энергии и содержат $3 \cdot 10^{17}$ г углерода. В состав живого вещества планеты входит $5 \cdot 10^{17}$ г углерода.

Общее количество свободного кислорода в биосфере равно $1,5 \cdot 10^{24}$ г; такое же количество выделяет вся растительность за каждые 2—3 тыс. лет.

В живых организмах и их сообществах, по В.И. Вернадскому, происходит сильнейшая миграция атомов в биосфере. В течение года через них

проносится, вероятно, во много тысяч раз (по массе) атомов больше, чем одновременно находится во всех живых организмах. Все вещество биосферы может в течение короткого момента геологического времени пройти через живые организмы. В.И. Вернадский приводил пример с тучей саранчи, масса которой равна массе меди, цинка и свинца, выработанных человечеством за столетие. Он назвал эту тучу как бы горной породой в движении. Не менее грандиозны скопления живого вещества в гидросфере. В течение 300—400 лет вся растительность усваивает столько углерода, сколько его содержится в виде растворенной двуокиси углерода и карбонатов в гидросфере и атмосфере.

В.И. Вернадский (1965) сформулировал три биогеохимических принципа:

первый — “биогенная миграция атомов химических элементов в биосфере всегда стремится к максимальному своему проявлению”;

второй — “эволюция видов в ходе геологического времени, приводящая к созданию форм жизни, устойчивых в биосфере, идет в направлении, увеличивающем биогенную миграцию атомов биосферы”;

третий — “в течение всего геологического времени, с криптозооя, заселение планеты должно быть максимально возможным для всего живого вещества, которое тогда существовало”.

Биогенная миграция атомов подразделяется, по В.И. Вернадскому, на 3 рода: 1) микроскопических одноклеточных и микробов, 2) многоклеточных организмов, 3) под влиянием человека — его воли, разума — в окружающей среде.

Биохимические функции живого вещества определяют основные проявления жизни, отражаются на окружающей организм внешней среде. В.И. Вернадский выделил следующие группы биогеохимических функций: газовые, концентрационные, окислительно-восстановительные, биохимические, биогеохимические функции человека. Центр действия первых трех групп находится во внешней среде, четвертой — внутри организмов. Необходимо добавить, что в середине нашего века у водных организмов обнаружен экологический метаболизм — внешняя биохимическая функция живого вещества. Таким образом, если концентрационные функции живого вещества обедняют окружающую среду, то выделительные — обогащают ее соединениями с иной химической формой и физическим состоянием.

В.И. Вернадский различал биохимические функции, связанные с дыханием и размножением организмов, а также с разрушением вещества отмерших существ. В ходе эволюции, предполагал он, не происходило качественного и количественного изменения в продуктах, образующихся при этих процессах.

Концентрационная функция — это, по В.И. Вернадскому, процессы избирательного извлечения организмами определенных химических элементов из окружающей среды, создающие живое вещество:

первого рода — захват живым веществом тех химических элементов, соединения которых встречаются в теле любого организма (водород, углерод, азот, кислород и др.);

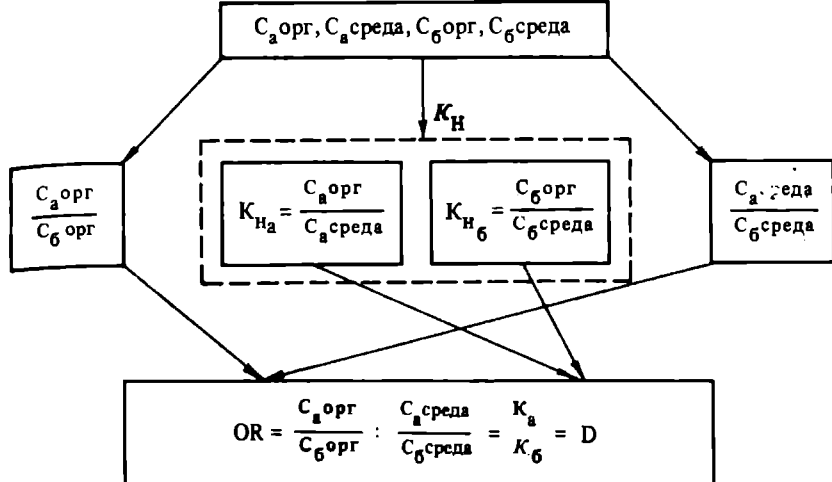


Рис. 1. Соотношение различных выражений концентрирующей способности живого вещества

C — концентрация элементов a и b в водных организмах и среде; K — коэффициенты накопления; OR — наблюдаемое отношение; D — коэффициент дискриминации

второго рода — захват некоторыми группами живых существ химических элементов, отсутствующих в других.

В настоящее время, развивая идеи Вернадского, исследователи широко применяют разнообразные способы выражения концентрирующей функции водных организмов. Назрела необходимость систематизировать их (рис. 1). По аналогии с радиохимическим понятием удельной активности изотопного носителя как отношения количеств атомов радиоизотопа и соответствующего химического элемента мы предлагаем называть удельной активностью неизотопного носителя отношение количеств атомов радионуклида и другого химического элемента-носителя (например, стронциевая единица). Далее следует категория отношения концентраций, которая включает коэффициенты накопления, отношения концентраций радионуклида или химического элемента в организме и среде, а также отношения концентраций двух элементов (радионуклидов) в организме и среде. Наконец, отношения отношений концентраций дают "наблюдаемое отношение", которое можно выразить отношением коэффициентов накопления двух элементов (радионуклидов) — коэффициентом дискриминации. В конкретных ситуациях должны применяться разные выражения, которые, однако, имеют переходы, позволяющие сравнивать разнообразный химико-экологический материал.

Ощутима также необходимость общей классификации факторов среды — естественных и антропогенных. При всем их многообразии в гидросфере эти факторы можно логически подразделить следующим образом (рис. 2. 3).

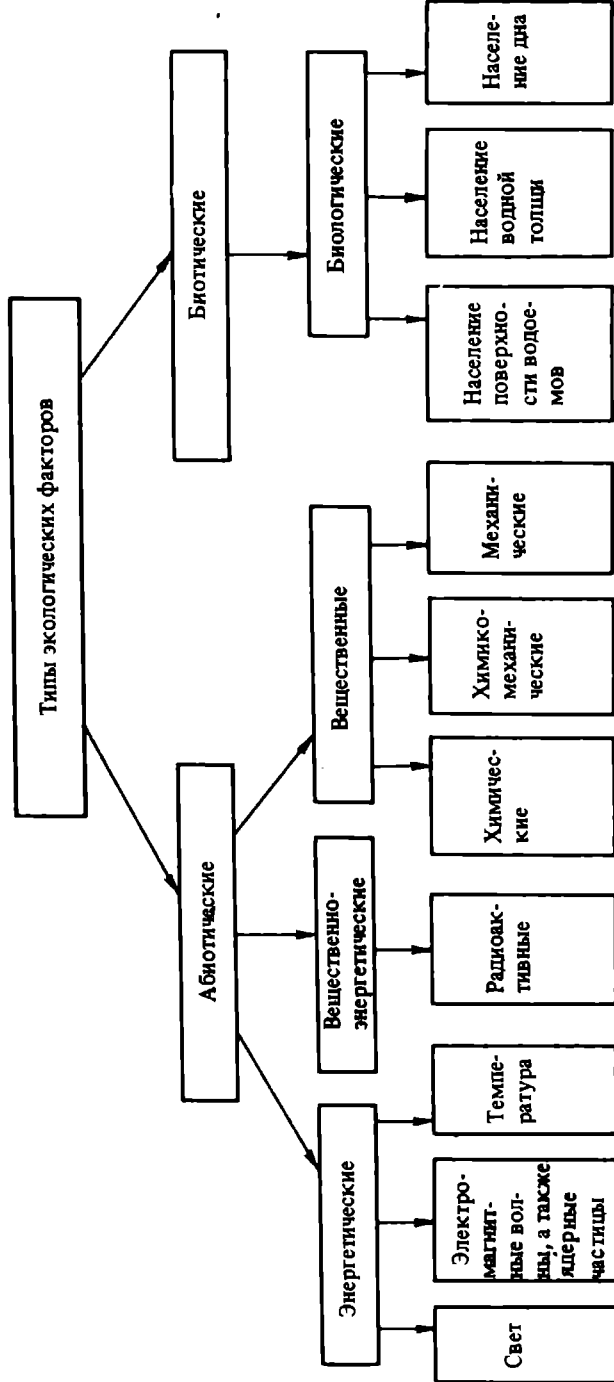


Рис. 2. Структура естественных экологических факторов в гидросфере

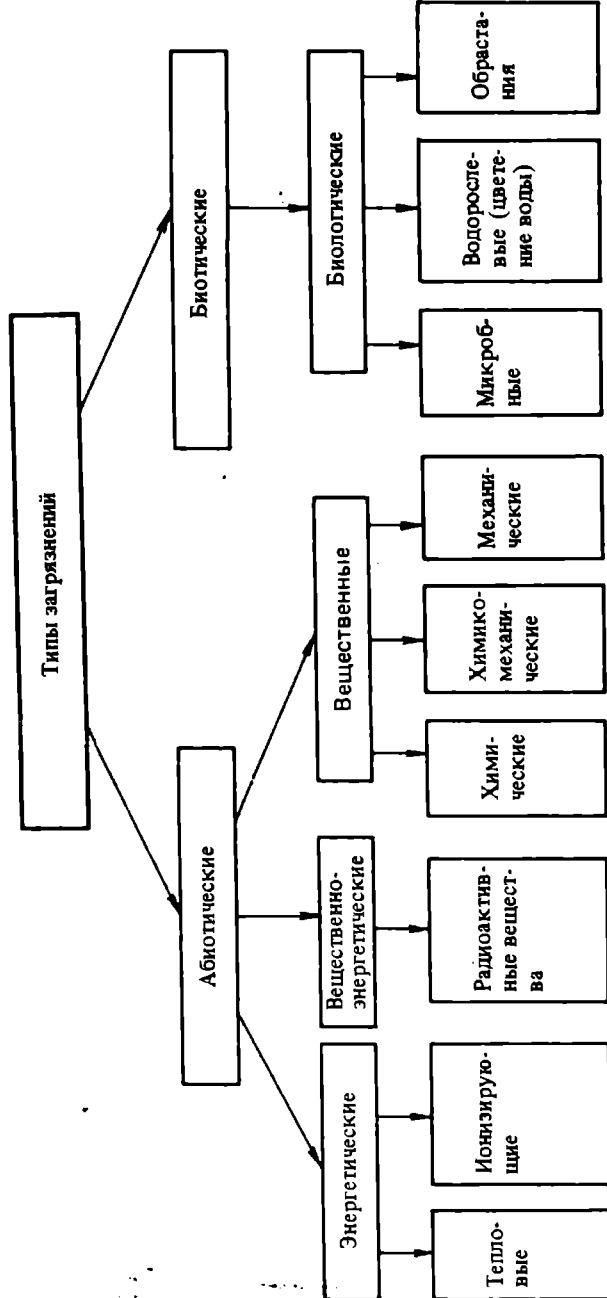


Рис. 3. Классификация типов загрязнений гидросферы



Рис. 4. Общая схема действия загрязнения на естественные экологические процессы по воспроизводству чистой воды

I. Энергетические факторы. К ним относятся электромагнитные и корпускулярные излучения от природных тепловых явлений и теплового загрязнения до внешнего радиоактивного фона и потоков внешних ионизирующих излучений за счет созданных человеком источников (управляемых и неуправляемых), воздействующих на живое вещество гидросферы, водные растворы и их взаимодействия.

II. Вещественно-энергетические факторы. Это — естественные и искусственные радиоактивные вещества в гидросфере, которые до распада подчиняются химическим законам миграции и воздействия на живое вещество, а в момент распада оказывают влияние радиоактивными излучениями.

III. Вещественные факторы. Наиболее многочисленная группа. К ней относятся прежде всего химические факторы — огромный набор природных веществ различной биологической активности и уже исчисляющийся тысячами наименований набор химикатов в загрязнениях и отходах. К химико-механическим факторам принадлежат взвеси, осадки, плавники. Кроме чисто механического действия (ослабление прозрачности воды, покрытие дна и экранирование поверхности водоемов) они обладают также химическим влиянием. Человек внес в гидросферу токсические пластмассы, нефтяное загрязнение, отходы целлюлозной промышленности и т.п. Механические факторы, по-видимому, немного-



Рис. 5. Схемы регулирования воспроизводства чистой воды.

Линии со стрелками указывают: сплошные — на основные, а штриховые — на дополнительные связи между блоками схемы

численны. Это — группа нетоксических синтетических пленок, “обезвреженных” биологическим обрастанием нефтяных агрегатов, природная малорастворимая пыль, пемза и некоторые другие.

Эти три фактора объединяются в группу абиотических.

IV. Биологические факторы. Наконец, само живое вещество естественного и антропогенного происхождения, в частности “цветение” воды, которое относится одновременно также к энергетическим и вещественным факторам, — категория среды, без которой структура экологических факторов была бы незавершенной.

Соответственно охарактеризованными выделяются и факторы загрязнения (рис. 2).

В понятие “чистая вода” или “качество воды” входит совокупность свойств, определяющих нормальное функционирование и воспроизводство гидробиологических систем и в свою очередь определяемых ими возможностей водопользования. Проблема чистой воды стала глобальной. Заключаются соглашения и создаются программы для объединения усилий на межгосударственной, региональной основе, по линии ООН (ЮНЕСКО, МАГАТЭ и др.). Так, значительная загрязненность морских вод стала объектом международной программы “Качество воды Северной Атлантики”. Важное значение имеет лондонская “Конвенция по предотвращению загрязнения моря сбросами отходов и других матери-

алов". Большую пользу приносят конгрессы по лимнологическому изучению Дуная.

Настоящий симпозиум вносит вклад в разработку долговременной международной программы "Взаимодействие между водой и живым веществом".

Действие загрязнений на естественные экологические процессы по воспроизводству чистой воды представлено следующей схемой (рис. 4). Комбинированные загрязнения (тепловое, радиоактивное, химическое, механическое) действуют на сбалансированную экосистему, включающую виды, узко и широко приспособленные к температурным условиям, чувствительные и устойчивые к различным загрязнениям, имеющие узкие и повсеместные биотопы. Выше некоторого критического значения воздействие это вызывает перестройку биоценозов акваторий или целого водоема, их общее обеднение видами, в первую очередь вымирание высокотребовательных рыб и беспозвоночных при вспышке примитивных растений (сине-зеленые водоросли) и микроорганизмов, а также загрязнение воды токсическими продуктами "цветения" и биологически переработанными антропогенными загрязнителями химической природы.

Согласно схеме, составленной совместно с В.Н. Егоровым (рис. 5), регулирование воспроизводства чистой воды идет от производственной деятельности через факторы загрязнения и реализацию мер по охране воды к регулированию поступающего загрязнения, воспроизводству чистой воды, водным запасам и замыкается через использование воды.

Обратная связь следует от использования воды к изучению и прогнозированию изменения качества воды, а также к разработке и реализации мер по охране и воспроизводству чистой воды. Именно через это последнее звено происходит основное управление по обратной связи. Решение проблемы чистой воды связано с решением проблемы оптимизации функционирования и воспроизводства живого вещества в водоемах, их биологической и рыбохозяйственной продуктивности.

G.G. Polikarpov

ON THE ROLE OF LIVING MATTER IN THE HYDROSPHERE

Summary

The biogeochemical ideas of the founder of the science on the biosphere, — V.I. Vernadsky is reviewed. The different modes of expression of the living matter concentration function in the hydrosphere are compared. A classification of new components in water with which living matter interacts is proposed.

НЕЙСТОН – БИОЛОГИЧЕСКИЙ ФАКТОР ВОЗДЕЙСТВИЯ НА СВОЙСТВА ВОДЫ В ЗОНЕ ГИДРОСФЕРА – АТМОСФЕРА

В статье характеризуется самый обширный по площади биоценоз нашей планеты — морской нейстон, специальное изучение которого впервые осуществлено в Одесском отделении Института биологии южных морей АН УССР.

Влияние живого вещества на свойства воды наиболее ощутимо в биоценозах с высокой биомассой и продуктивностью. Поэтому особого внимания исследователей проблемы, которой посвящен симпозиум, заслуживают пограничные, или контурные биоценозы водоемов, расположенные на поверхностях соприкосновения моря и континентальных вод. Они выделяются значительной биомассой и функциональной активностью, образуя четкие биологические контуры природных вод, соответствующие области, которые граничат с атмосферой, берегом, дном, реками и морями.

Если о существовании нейстона — скопления мелких организмов у поверхностной пленки небольших пресных водоемов узнали уже из работ шведского ученого Э. Науманна (Naumann, 1917), то возможность формирования нейстона в морях и океанах долгое время вызывала сомнения.

Гидробиологи исходили из следующих убеждений: пелагиаль постоянно и до значительных глубин перемешивается волнами, в самом верхнем слое водной толщи присутствуют опасные для жизни ультрафиолетовые лучи солнечной радиации, большое влияние на существование организмов оказывает "пресс" морских птиц и т.д. Все эти аргументы не были лишены оснований. Действительно, волны перемешивают воду и убивают многие живые существа на ее поверхности, ультрафиолетовые лучи ингибируют физиологические процессы и в состоянии погубить некоторые организмы, а морские птицы поедают все, что им удастся схватить на поверхности моря. Однако в этих рассуждениях недооценивались приспособительные возможности морских обитателей. Кроме того, долгое время не были известны некоторые специфические особенности приповерхностного биотопа пелагиали, весьма благоприятные для развития жизни.

Б.А. Скопинцев, изучая химический состав пены поверхностных вод Каспийского моря, установил, что она отличается от морской воды в 10–30 раз более высокими окисляемостью, содержанием органического азота и фосфора. Он объяснил и механизм пенообразования: на пузырьках воздуха в воде адсорбируются различные поверхностно-активные вещества, особенно гидрофильные коллоиды и полуколлоиды, которые, скапливаясь на поверхности воды, образуют органическую пленку и пену (Скопинцев, 1939). Однако эта работа не была тогда должным об-

разом оценена. Пробы морской воды с "поверхности" по-прежнему собирали батометрами, конструкция которых исключала попадание в них поверхностной органической пленки и пены.

Вторично концентрации органического вещества у поверхности моря привлекала внимание в начале 60-х годов нашего века, когда появились работы Райли (Riley, 1963), Бейлора и Сатклифа (Baylor, Sutcliffe, 1963), Гэррита (Garret, 1965), Барбера (Barber, 1966) и др. Было показано, что в органических оболочках пузырьков газа происходит изменение дисперсности органического вещества: из истинных и коллоидных растворов образуются частицы, или агрегаты, доступные по размерам для потребления гетеротрофными организмами.

Представление о химико-экологической специфике поверхностной пленки открытых вод океана может дать двойной трансатлантический разрез, выполненный с 1 октября 1971 г. по 12 января 1972 г. на научно-исследовательском судне "Муссон" (Балашов и др., 1974). На каждой станции пробы воды отбирались с помощью двух батометров: стандартного, срабатывающего на расстоянии около 0,5 м от поверхности, и сеточного, действующего по принципу устройства Гэррита (Garret, 1965), собирающего верхнюю пленку толщиной около 0,2 мм. В результате было установлено, что в поверхностной пленке в среднем окисляемость почти в восемь раз, а содержание фосфатов более чем в четыре раза выше по сравнению с глубиной 0,5 м.

Специфика приповерхностного биотопа пелагиали состоит еще и в том, что сюда с атмосферными осадками и из золовых наносов поступает органическое вещество наземного происхождения. В верхних 5 см пелагиали поглощается до 40—50% солнечных лучей видимой части спектра и 100% средних и дальних ультрафиолетовых и инфракрасных лучей. Организмы, обитающие в этом слое, оказываются под двойным "прессом" хищников, угрожающих и из воды, и из воздуха. Все это наложило соответствующий отпечаток на обитателей поверхности раздела океана и атмосферы.

Здесь встречаются две жизненные формы гидробионтов — плейстон и нейстон (Зайцев, 1970а,б). Плейстон образован немногими видами кишечнорастворимых — *Physalia* и *Velella*, тело которых одновременно пребывает в воде и над ее поверхностью. Эти организмы непосредственно зависят от гидрологических и метеорологических факторов (ветра, температуры воздуха, влажности и др.). Организмы плейстона не переносят низкой температуры воздуха и, как правило, встречаются лишь в тропической и субтропической областях океана.

Первую ступень экологической пирамиды морского нейстона образуют сапрофитные бактерии. Благодаря непрерывному поступлению и концентрированию на поверхности моря органических веществ численность организмов бактерионейстона, как было показано А.В. Цыбань (1970), на несколько порядков выше, чем на любом горизонте пелагиали. По ее данным, бактерионейстон характеризуется высокой биохимической активностью и служит пищей организмам следующей ступени экологической пирамиды — простейшим и мелким беспозвоночным, в основном личинкам донных и пелагических организмов. Численность этих форм

в слое 0–5 см в десятки, сотни и тысячи раз выше, чем на большем удалении от поверхности воды. Некоторые из них, например виды веслоногих рачков Pontellidae, Sapphirinidae, а также пелагические водоросли саргассы (*Sargassum natans*, *S. fluitans*), обитают только под пленкой поверхностного натяжения и обладают рядом совершенных приспособлений. Численность организмов второй ступени выражается сотнями тысяч, а нередко и миллионами особей в 1 м³ воды из слоя 0–5 см.

Третья ступень нейстона образована более крупными беспозвоночными, личинками и особенно мальками рыб. Численность измеряется десятками и сотнями особей в 1 м³ воды из слоя 0–5 см. Многие из них с верхней стороны интенсивно окрашены в синие тона и сливаются с цветом морской поверхности. Таковы последние личиночные стадии крабов, равноногих раков (*Idothea metallica*), моллюсков (*Glaucus*, *Janthina*), усоногих раков (*Lepas fascicularis*), мальков кефалевых, саргановых, макрелешук, летучих рыб и многих других. Особую группу образует фауна плавучих саргассовых водорослей — беспозвоночные и рыбы, адаптированные к такой среде пигментацией, формой тела и поведением.

Четвертая ступень пирамиды образована не только гидро, но и аэробонтами. Среди них многие взрослые рыбы, плейстонные физалии, птицы и даже летучие мыши. Среди аэробонтов — высокоспециализированные нейстофаги, представляющие один из важных видов биологического воздействия на качество воды.

Интересны приспособления у конюг, люрика и других морских птиц. Это у них в период кормления птенцов образуются, а затем исчезают до следующего гнездового периода "шейные мешки". Биологическое значение этих приспособлений в том, что мелкие рачки и другие беспозвоночные нейстона, добытые птицей в открытом море, доставляются в них на берег птенцам.

Организмы нейстона, или нейстонты, образуют ряд групп, отличающихся по двум основным критериям: положению относительно поверхности раздела моря — атмосфера и продолжительности нейстонной фазы в жизненном цикле данного вида. По первому критерию нейстонты делятся на две части. Одну составляют обитатели нижней, или водной, стороны пленки поверхностного натяжения — гипонейстон, другую — обитатели ее верхней, или воздушной, стороны — эпинейстон. Большинство нейстонтов ведет гипонейстонный образ жизни. К эпинейстону относятся десятки видов океанических водомерок. По второму критерию нейстонты делятся на постоянных и временных обитателей приповерхностного биотопа. К последним могут быть отнесены организмы на ранних стадиях онтогенеза, которые во взрослом состоянии обитают в толще воды или на дне, например, яйца, личинки и молодь беспозвоночных и рыб. Однако и взрослые особи многих видов беспозвоночных и рыб пребывают в нейстоне только в ночное время суток (Зайцев, 1970 а).

Положение нейстона на рубеже гидросфера — атмосфера, преобладание в его составе ранних стадий развития организмов (за это нейстон получил название главного "питомника" океана), высокая численность, био-

масса и глобальное распределение обуславливают широкие и прочные связи со многими другими сообществами в море и на суше. Связи нейстона с бентосом, планктоном и нектоном осуществляются тремя способами: оседанием личинок на дно, подъемом взрослых особей на поверхность для размножения (например, палоло) и питанием донных организмов на поверхности моря в ночное время.

Одна из важных и специфических особенностей — связи нейстона с аэриобионтами. Они осуществляются, с одной стороны, поеданием нейстонами мелких аэриобионтов (насекомых и др.), оказавшихся на морской поверхности, а с другой — поеданием нейстонов аэриобионтами, к примеру птицами и летучими мышами.

Таким образом, нейстон — своего рода узел связи различных элементов биосферы. Через него проходят потоки веществ и энергии в различные биотопы моря и суши. Если представлять океан как арену грандиозных процессов взаимодействия между водой и живым веществом, то нейстон — один из наиболее мощных биологических факторов воздействия на свойства океанической воды на рубеже гидросфера — атмосфера.

Потоки органического вещества на поверхность пелагиали и живого вещества, заключенного в телах нейстонтов, проходят по одним и тем же каналам, но в противоположных направлениях. Например, поступление на поверхность моря органического вещества снизу путем пенообразования, "антидождь" трупов гидробионтов, флотация уравниваются оттоком живого вещества в виде личинок планктона, нектона и бентоса, а также уходом на донные биотопы планктонных и бентических организмов. С суши на поверхность моря органическое вещество попадает в составе потока золотых наносов. Параллельным потоком организмы нейстона уносятся на сушу, преимущественно в прибрежной зоне. По подсчетам С.М. Успенского (1959), колониальные птицы на побережье дальневосточных морей СССР поедают более 500 000 т беспозвоночных и около 570 000 т рыбы в год, а в районе Баренцева моря — около 100 000 т беспозвоночных и такое же количество рыбы в год. Не менее половины пищи морских колониальных птиц составляют нейстоны.

Прямых и обратных связях приповерхностного сообщества пелагиали с окружающей средой посвящена серия исследований, относящихся к радиоэкологии и хемозкологии нейстона (Polikarpov, 1966; Поликарпов, 1967; Поликарпов и др., 1971).

Однако многое еще остается неизученным. Химико-экологическое исследование нейстона отстает от гидробиологического. Это особенно ощутимо в нынешнюю эпоху усилившегося антропогенного воздействия на поверхность морей и океанов, ибо многие вещества, загрязняющие пелагиаль (нефть, пестициды, радионуклиды и др.), концентрируются на поверхности водной толщи и в пене, т.е. в биотопе нейстона, и оказывают существенное влияние на его обитателей, особенно на ранние стадии их онтогенеза.

Многообещающими являются исследования самого верхнего миллиметрового по мощности слоя океанической водной массы, в которой, по утверждению Мэкинтайра (MacIntyre, 1974), происходят процессы решающего значения для биосферы нашей планеты.

Ученым, работающим по проблеме взаимодействия между водой и живым веществом, следует обратить самое пристальное внимание на поверхность раздела океана и атмосферы как на область очень важных экологических процессов, весьма перспективную для научных поисков.

ЛИТЕРАТУРА

- Балашов А.И., Зайцев Ю.П., Козан Г.М., Михайлов В.И. К изучению некоторых компонентов химического состава воды на границе океан — атмосфера. — *Океанология*, 1974, т. 14, вып. 5, с. 817—827.
- Зайцев Ю.П. Морская нейстонология. Киев: Наукова думка, 1970а, 264 с.
- Зайцев Ю.П. Нейстон. — *Гидробиол. журн.* 1970б, № 4, с. 134—144.
- Поликарпов Г.Г. Проблемы радиационной и химической экологии морских организмов. — *Океанология*, 1967, т. 7, вып. 4, с. 561—570.
- Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Иванов В.Н. и др. Нефтяные поля как экологическая ниша. — *Природа*, 1971, № 11, с. 75—78.
- Скопинцев Б.А. Об органических поверхностно-активных веществах морской пены. — *Метеорология и гидрология*, 1939, № 2, с. 75—79.
- Успенский С.М. Морские колонияльно-гнездящиеся птицы северных и дальневосточных морей СССР, их размещение, численность и роль как потребителей планктона и бентоса. — *Бюл. МОИП. Отд. биол.*, 1959, т. 64, вып. 2, с. 39—52.
- Цыбань А.В. Бактерионейстон и бактериопланктон шельфовой области Черного моря. Киев: Наукова думка, 1970. 274 с.
- Barber R.T. Interaction of bubbles and bacteria in the formation of organic aggregates in sea-water. — *Nature*, 1966, vol. 211, N 5046, p. 257—258.
- Baylor E.R., Sutcliffe W.H. Dissolved organic matter in sea-water as a source of particulate food. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1963, vol. 8, N 4, p. 369—371.
- Garret W.D. Collection of slick-forming materials from the sea surface. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1965, vol. 10, N 4, p. 602—605.
- MacIntyre F. The top millimeter of the Ocean. — *Sci. Amer.*, 1974, vol. 230, N 5, p. 62—77.
- Naumann E. Über das Neuston des Süßwassers. *Biol. Zbl.*, 1971, Bd. 37, N2, S. 98—106.
- Polikarpov G.G. Radioecology of aquatic organisms. Amsterdam: North-Holland Publ. Co., 1966. 314 p.
- Riley G.A. Organic aggregates in seawater and the dynamics of their formation and utilization. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1963, vol. 8, N 4, p. 372—381.
- Tsiban A.V. Marine bacterioneuston. — *J. Oceanogr. Soc. Jap.*, 1971, vol. 27, N 2, p. 56—66.

Ju.P. Zaitsev

NEUSTON — A BIOLOGICAL FACTOR OF INFLUENCE ON THE WATER PROPERTIES IN THE HYDROSPHERE-ATMOSPHERE ZONE

Summary

The influence of living matter on the properties of water is mostly felt in biotopes inhabited by communities having a high biomass and productivity. That is why special attention should be paid by the investigators if this problem at the symposium to boundary or contour biocoenoses of waters. These are biocoenoses located at the surfaces of contact of the sea and continental waters with other biocycles. They are distinguished by their great biomass and functional activity forming clear biological outlines of natural waters, corresponding to areas lying adjacent to the atmosphere, shore or sea bottom, rivers (for seas) and seas (for rivers).

In report an attempt will be made to give a biological characteristic of the most vast biocoenosis of our planet in dimension — marine neuston, the special study of which was first begun at the Odessa branch of the Institute of Biology of South Seas of the Ukrainian Academy of Sciences.

**КОНТРОЛИРУЕМЫЕ И ПРОДУЦИРУЕМЫЕ
ЖИВЫМ ВЕЩЕСТВОМ
КОМПОНЕНТЫ ПРИРОДНЫХ ВОД**

П.Дж. ВАНГЕРСКИ

Канада

**ГЕТЕРОГЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ
ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ОКЕАНАХ
И ЕГО ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ**

Разработка розеткового пробоотборника Нискина с электрическим управлением позволила исследовать неоднородность в горизонтальном и вертикальном распределении взвешенного органического углерода в виде локальных зон высокой концентрации, наложенных на более низкие фоновые значения. Наличие большого количества микрзоопланктона в зонах высоких концентраций взвешенного органического углерода дает основание предполагать существование у организмов механизма обнаружения небольших пятен взвешенного вещества. Распространение этих пятен может контролировать распределение организмов в глубинных водах океанов.

В любом исследовании явлений реального мира способ взятия проб непосредственно может влиять на получаемые результаты и выводы, которые могут быть сделаны на их основании. Нигде это так не очевидно, как в океанографии, где наши эксперименты проводятся в масштабах от глобальных до молекулярных. Мы можем с равной основательностью изучать распределение составляющих элементов морской воды с точки зрения моделей океанической циркуляции, или молекулярного видообразования. В прошлом мы стремились к изучению крайних точек этой шкалы. Моря настолько обширны, что наши способы взятия проб обеспечивают лишь наиболее общую оценку. На основании семи или восьми проб на каждой из 12 или 15 станций между Бермудами и Дакаром мы конструировали "профиль" Северо-Атлантического океана для одного или другого составляющего элемента (Wangersky, Gordon, 1965). С другой стороны, мы определяли истинную природу молекул в пробе морской воды при специфических условиях давления и температуры в лаборатории. Таким образом, наши теории распределения видов молекул в океане являются очень общими или очень частными; в любом из этих случаев мы должны признать, что характер выводов обязательно связан со шкалой наблюдения и не обязательно — с измерением важных для организмов в океане факторов.

Распределение взвешенного органического углерода (ВОУ) в океанах изучалось на глобальном уровне в течение многих лет, и общие черты его

океанического распределения довольно хорошо известны. Литература до 1970 г. была обобщена Riley (1970). Противоречивые результаты получаются при различных способах взятия проб и техники анализа. Когда используются одни и те же методы взятия проб и анализа, то основные черты распределения ВΟΥ в Атлантическом и Тихом океанах оказываются одинаковыми.

В моей лаборатории изучалось распределение ВΟΥ с целью найти естественные уровни гетерогенности в океанах и особенно уровни гетерогенности, существенные для организмов. Очевидно, значение уровня будет зависеть от размера организма. Представляется, что район питания гигантского голубого кита — целый океан, в то время как у фораминиферы он ограничен несколькими метрами. Предварительные эксперименты были ограничены уровнем техники отбора проб. Нашим основным инструментом была 5-литровая бутылка Нискина. Она прикреплялась гидрографическим тросом, и опускалась посыльным грузом (интервал между пробами не менее 5 м). Неоднородности меньшего размера вполне могли быть пропущены. Воду фильтровали через серебряные фильтры 0,8 мкм, а фильтры анализировали на ВΟΥ методом сухого сжигания, описанным Вангерски (Wangersky, 1974).

Когда распределение взвешенного органического углерода в толще воды исследовали при взятии единичных проб на каждой из глубин, то получились довольно ровные профили. Даже когда пробы отбирали через 25 м, профиль мог быть прямым. Так, на экваториальной станции, находящейся в Тихом океане (150° з.д.), на разных расстояниях были взяты 8 проб с поверхности до 250 м.

Измеренные величины взвешенного $C_{орг}$ в мг/л плавно изменялись для проб из хорошо перемешивающегося поверхностного 100-метрового слоя. Профиль плавного снижения $C_{орг}$ обнаруживает минимум для глубины около 170 м и максимум для 250 м (рис. 1, а).

С целью объяснения результатов анализов нам потребовалась некоторая оценка надежности единичной пробы как меры истинной концентрации в точке взятия. Для подкрепления этой оценки использовали своеобразный зонд (Niskin rosette) — прибор, состоящий из 5-литровой бутылки Нискина. Для того чтобы опускать сразу по 6 бутылок, изготовили розетку. Используя этот метод, нашли, что стандартное отклонение группы повторных проб равняется $\pm 1,3$ мл/С литр, так что разница между пробами 5 мг С/литр указывала на регулярную разницу в содержании ВΟΥ у взятых образцов морской воды (Wangersky, 1974).

Неожиданный результат этой серии измерений — обнаружение в 20% глубоководных сбрасываний одной пробы с трех-пятикратным повышением концентрации ВΟΥ по отношению к другим пробам этой розетки. При микроскопическом исследовании проба с повышенной концентрацией содержала большее количество микрзоопланктона. Поскольку никогда не было больше одной такой пробы на розетке, то размер водного пространства, из которого она была извлечена, не превышал одного метра — наиболее длинного расстояния между бутылками на пробоотборнике.

Очевидно, ниже 200 м на общем низком фоне, характерном для водной массы и глубины, существуют локальные пространства или "облака",

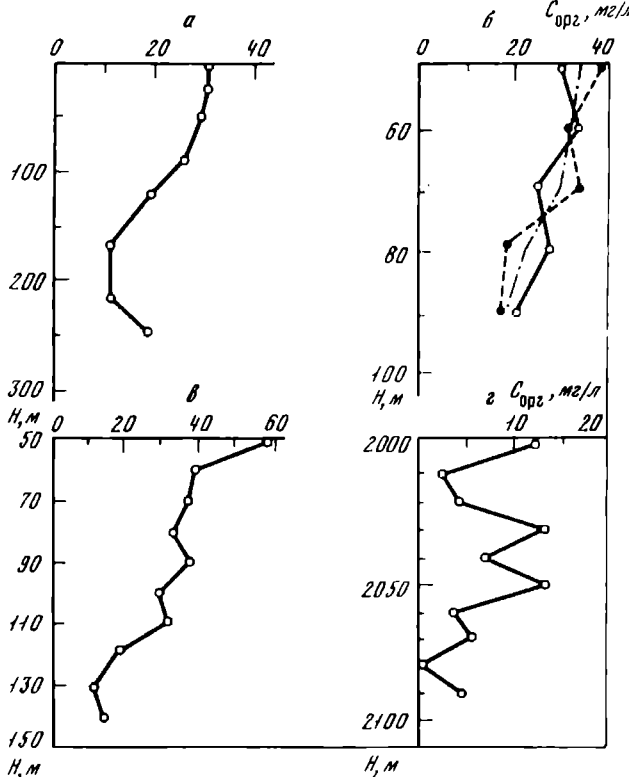


Рис. 1. Содержание взвешенного $C_{орг}$ на различных стадиях Тихого и Атлантического океанов, мг С/л
а-г — см. в тексте

очень богатые ВОУ, более 1 м в диаметре. Ряд измерений ВОУ в Атлантическом и Тихом океанах продемонстрировал, что этот тип распределения ВОУ был общим для обоих океанов.

Для того чтобы рассмотреть профили ВОУ в поверхностных водах более тщательно, мы предприняли серию опусканий с 10-метровыми интервалами между пробоотборниками. На одной станции, на $32^{\circ}39'$ с.ш., $63^{\circ}05'$ з.д. в Саргассовом море 5-литровые бутылки Нискина были помещены между 50–100 м в самом начале станции; опускание повторили на тех же самых глубинах в конце станции (рис. 1, б). Оба опускания показали ступенчатое увеличение содержания ВОУ с резким обрывом на глубине около 100 м. Легко увидеть, что смещение в 10 м приводит к наложению двух кривых. Такое смещение могло вполне быть результатом внутренних волн или обычных неточностей в установлении бутылок на данной глубине.

Практика осреднения значений ВОУ из случайных отдельных отборов, сделанных на той же самой станции (Holm-Hansen, Strickland, Williams, 1966), обычно приводит к иной картине понижения ВОУ с глубиной.

Средние значения почти линейно понижаются с глубиной. В действительности же снижение ступенчатое и оно четче показывает расслоение некоторых различных водных масс, с небольшим смешиванием или без него. Таким образом, невозможно при одноразмерном взятии проб обнаружить различие между слоями с различным содержанием VOY и с маленькими "облачками" частиц.

Исследование VOY , проведенное в Саргассовом море (рис. 1, а), показало 3 различных горизонта распределения VOY между 50–100 м; один — на глубине порядка 50 м. Эти данные отражают величину концентрации VOY поверхностных вод (Riley, Van Hemert, Wangersky, 1965), второй — на глубине следующих 30 м и третий — еще раз на 10 м. Небольшой разрыв также очевиден по двум более коротким опусканиям между 80 — 120 м. Резкость границ заставляет нас предполагать, что большую роль для такого распределения VOY играет свет.

С применением розетки Нискина появилась возможность брать пробы в интервалах меньше 10 м. Ограничением во взятии проб в этом случае является дрейф корабля. Мы использовали интервалы от 1 до 4 м, признавая, что такие расстояния являются наименьшими, зависящими от длины троса. Пробы были взяты между Галифаксом и Бермудами в Саргассовом море на глубинах 40–50 и 380–400 м.

Первая серия проб между 40–50 м обнаруживает такую же изменчивость выше 10-метровой линии, какую мы обычно видим в поверхностном слое. Содержание углерода на станции 6, например, варьирует между 95–58 мг/л, в то время как на станции 8 опускание 5–6 показывает соответственно значения 46 и 75 мг/л. В то время как на большинстве станций происходит общее уменьшение VOY выше 10-метрового промежутка, по крайней мере на станции 9, минимум оказывается в середине опускания (рис. 2). Три серии опусканий были проведены на станции 8. Первое из них, очевидно, характеризует площадь, более богатую VOY , чем два последующих образца. Это различие в общем уровне VOY обнаружено в пределах нормального дрейфа на станции. Величина VOY , зафиксированная для этой станции, таким образом может зависеть от времени взятия пробы. Более глубокие пробы, взятые между 380–400 м, обнаруживают такую же изменчивость (рис. 3). Поскольку количество VOY на этих глубинах меньше, то несколько меньше и абсолютная величина изменчивости. Однако величины концентрации взвешенного углерода могут варьировать на этих глубинах. Интересно заметить, что воспроизводимость образцов довольно бедная. Если расслоение существует на этих глубинах, протяженность слоев должна быть маленькой, даже относительно площади одной гидрографической станции. Изменчивость этого типа существует и в более глубоких водах. Мы взяли один образец на 2000 м с расстоянием между бутылками 10 м (рис. 1, з). Величины VOY здесь отличались более резко (от 0 до 14 мг С/литр) чем на меньших глубинах.

Судя по изменениям концентрации VOY , океан — более гетерогенная система, чем можно было предполагать ранее. Районы с высоким содержанием VOY сравнительно малы, вероятно, порядка одного или нескольких кубических метров. Есть свидетельства тому, что в поверхностных

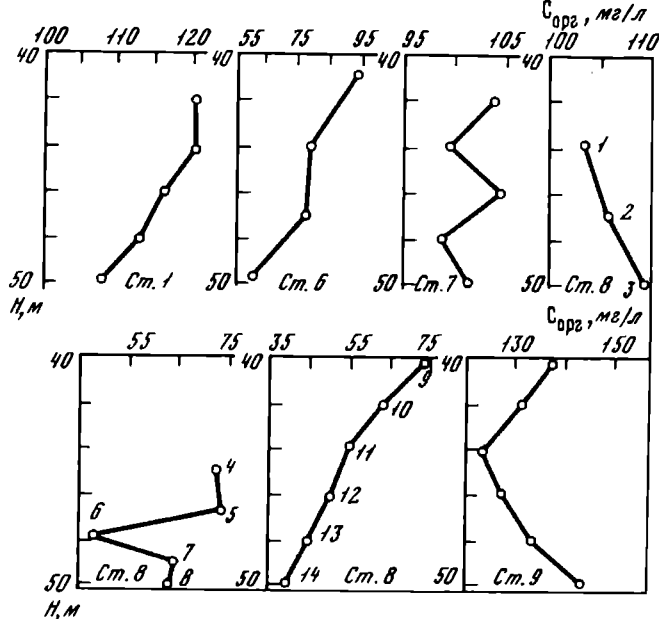


Рис. 2. Содержание взвешенного $C_{орг}$ при сближенных интервалах отбора проб на глубинах 40–50 м, мг С/л; цифры — номер опускания

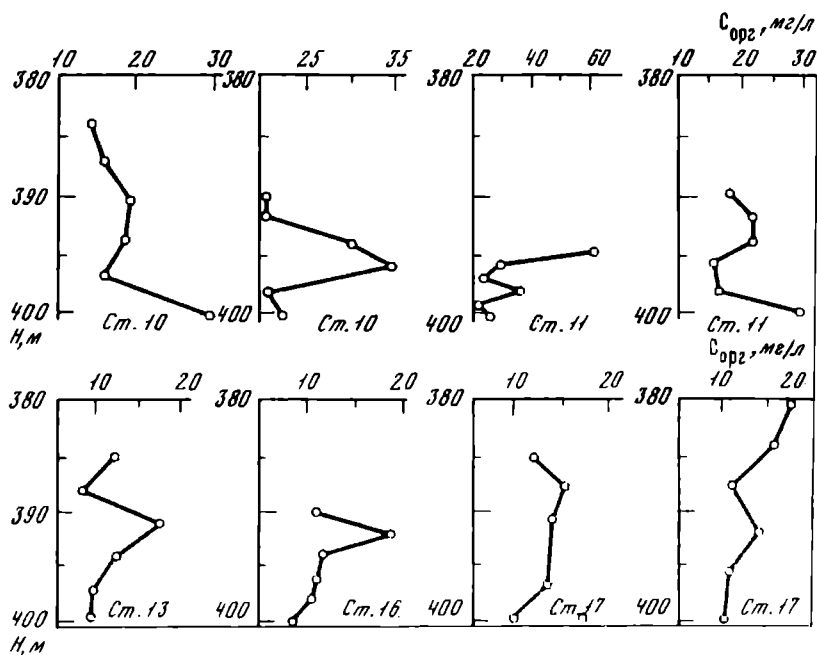


Рис. 3. Содержания взвешенного $C_{орг}$ при сближенных интервалах отбора проб, на глубинах 380–400 м, мг С/л

зонах могут быть обнаружены более экстенсивные слои с высоким содержанием ВОУ, с небольшим переносом взвешенного вещества через границы водных масс. В то же время, как явствует из нашего обзора, никакой метод дискретного отбора проб не может доказать существование этих структур; должна быть создана какая-то система непрерывной записи, включая соленость, температуру, глубину, а также плотность частиц.

Причины образования районов с высоким содержанием ВОУ еще не известны. В поверхностных слоях такие районы могут отражать историю смены планктонных сообществ. В глубинных водах они могут быть результатом случайных процессов, таких, как гибель и последующее разложение органических остатков. Для живущих там организмов они представляют "оазисы" в общей "пустыне" глубоких вод. Частота встречаемости этих "оазисов" лежит между 5—10% объема проб. Таким образом, полная концентрация ВОУ в океанах могла быть увеличена только на 30%, если сравнивать с общей величиной $C_{орг}$, образующегося в океане. Эти районы могли быть источником пищи для зоопланктона глубинных вод. Облако взвешенных частиц может принадлежать целому сообществу микрозоопланктона. Наши методы отбора таковы, что мы определяем средние количества организмов в "оазисах" и "пустынях"; поэтому прежде чем присунуть к изучению их экологии, следует разработать методы определения локализации и отбора проб для исследования районов, богатых частицами и организмами.

Такие крупные организмы, как зоопланктон и рыбы, не могут существовать внутри небольшого, богатого частицами района, потому что он может ограничивать их активное питание. Им приходится быстро пересекать обедненные питанием районы.

Если это представление о пищевой цепи глубоководья правильно, то из этого следует несколько выводов. Главные потребители ВОУ — скорее микрозоопланктон, а не большие копеподы; в этом случае эксперименты по скормливанию неживых частиц более крупным формам вряд ли уместны. Количество пищи, достаточное для организма, живущего в таком "облаке", может быть порядка 50—100 мг С/литр, что эквивалентно обнаруженному в поверхностных водах в период цветения; жизненный цикл этих организмов может определяться частотой появления облаков частиц, и только во вторую очередь — сезонными изменениями. Если большим организмам приходится обеспечивать жизнь, питаясь преимущественно в районах, богатых частицами, то они должны обладать механизмами, физическими или химическими, для обнаружения этих районов.

Картина экологии глубинных вод, полученная на основании этих исследований, представляется в виде локализованных районов, богатых жизнью, с отсутствием биологической активности в промежутках между ними. В будущем наши усилия должны быть направлены на определение частоты и обширности этих облаков частиц.

- Holm-Hansen O., Strickland J.D.H., Williams P.M. A detailed analysis of biologically important substances in a profile off Southern California. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1966, vol. 11, p. 548–561.
- Riley G.A. Particulate organic matter in sea water. — *Adv. Mar. Biol.*, 1970, N 8, p. 1–118.
- Riley G.A., Hemert D. van, Wangersky P.J. Organic aggregates in surface and deep waters of the Sargasso Sea. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1965, vol. 10, p. 354–363.
- Wangersky P.J. Particulate organic carbon: Sampling variability. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1974, p. 980–984.
- Wangersky P.J., Gordon D.C., Jr. Particulate carbonate, organic carbon, and Mn in the open ocean. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1965, p. 544–550.

P.J. Wangersky

HETEROGENEOUS DISTRIBUTION OF ORGANIC MATTER IN THE OCEANS AND ITS ECOLOGICAL IMPLICATION

S u m m a r y

Development of the Niskin rosette sampler, fired by electrical command from the deck, has permitted the investigation of short-interval horizontal and vertical inhomogeneity in particulate organic carbon (POC) distribution. Our results suggest that the critical distance in both horizontal and vertical sampling is less than a meter, and that the POC exists as small local areas of high concentration superimposed upon a lower background value. In deeper water, these local "clouds" are found in 5–10% of the samples.

The presence of numbers of microzooplankton in regions of high POC suggests that these organisms may derive their food primarily from such regions, ignoring the background POC. If this is the case, the organisms should possess mechanisms for finding the small patches of particulate matter. The distribution of patches of POC may be the controlling factor in the distribution of organisms in the water column in the deep ocean.

М.В. ДЕСАИ, А.К. ГАНГУЛИ

Индия

ОРГАНИЧЕСКИЕ И МЕТАЛЛООРГАНИЧЕСКИЕ ВЕЩЕСТВА В МОРСКОЙ СРЕДЕ

В морских водах Бомбейского побережья определены концентрации растворенных органических веществ: углеводов, аминокислот, белков, гуминовой кислоты и ДНК. Установлены растворимость Ba, Zn, Mn, Fe, Co и других микроэлементов в морской воде и наличие этих элементов в соединении с растворенными органическими соединениями. Обсуждается постепенное развитие органо-металлических комплексов.

Организмы получают органические и неорганические питательные вещества из растворенной или дисперсной фазы в воде. Они также растворяют или диспергируют твердые частицы ферментативно перед ассимиляцией в среде обитания, выделяют метаболиты в растворенной, дисперсной или твердой форме в окружающую среду, и, наконец, отмершие ткани в последующем используются другими живыми формами.

Авторы исследовали взаимодействие между органическими и металлическими составляющими в растворенной или осажденной фазах морской среды. Представленные эксперименты по ионному состоянию и соединениям основываются на использовании синтетических ионообменных смол, так как первичные процессы взаимодействия растворенных или диспергированных органических материалов с окружающей морской водой, в том числе с органическими или неорганическими твердыми частицами, весьма сходны.

Как известно, морская вода растворяет многие микроэлементы (Koshy, Ganguli, 1969; Koshy et al., 1969; Desai, Ganguli, 1970; Pillai et al., 1971). Так, растворимость соли бария в природной морской воде намного выше, чем в воде, свободной от органического вещества (Desai et al., 1969). Переход большого числа радионуклидов и металлических микроэлементов в морские осадки значительно усиливается в присутствии органического вещества на поверхности осадка (Ganapathy et al., 1968, Pillai et al., 1970).

Исследование морского гумуса убедило нас в невозможности приготовить безольный экстракт или гуминовую кислоту из осадков. Все попытки очистить гуминовую кислоту от металлических микроэлементов такими методами, как осаждение, разложение, переосаждение, диализ, ионообмен, электродиализ, терпели неудачу. Сильно действующие методы очистки, подобные электродиализу при повышенных потенциалах постоянного тока, заканчивались расщеплением самой гуминовой кислоты и выделением микроэлементов.

Гидролиз очищенной гуминовой кислоты дает множество простых органических мономеров, включающих аминокислоты живых форм (сходные с получаемыми из почвенных гуминовых кислот), фосфаты и металлические микроэлементы. Атомы металлов найдены в соединении с материалом гумуса в различных состояниях, а именно катионом, анионом и, вероятно, даже в комплексном (Desai, Ganguli, 1970, Pillai et al., 1970, 1971; Desai et al., 1972).

Растворенные органические составляющие в морской воде

Авторами и многими другими учеными (Jeffrey, Hood, 1958; Williams, 1961; Williams, Zirino, 1964) исследовались диализ, концентрирование органики на гидроокиси железа, окиси алюминия и активированном древесном угле. Лишь в результате комбинированного воздействия гидроокиси железа и активированного угля удавалось собирать из морской воды до 92% общего растворенного органического вещества (Koshy, Ganguli, 1969).

В концентрате растворенного органического вещества была обнаружена также РНК (Pillai, Ganguli, 1970). На хроматограмме были уверенно определены аминокислоты: цистеин, пролин, глицин, аспарагиновая кислота, лизин, аргинин, серин, глутаминовая кислота, треонин, аланин, тирозин, метионин, валин, изолейцин и лейцин.

В процессе исследования были разработаны методы определения растворенной ДНК, углеводов, аминокислот, белков и гумуса (Koshy, Ganguli, 1969; Pillai, Ganguli, 1970). РНК была установлена и определена путем предварительного концентрирования на осажденном *in situ*, BaSO₄ гидролиза адсорбированного органического вещества и Уф-абсорбционной спектрометрии. Углеводы определялись стандартными реакциями, аминокислоты — с помощью комплекса медь-аминокислота, белки — биуретовой реакцией, а гуминовая кислота определялась соосаждением на Al(OH)₃ и последующим отделением кислотной обработкой.

Растворенные органические вещества	Концентрация, мкг/л
ДНК	20
Углеводы	630 (0–800)
Аминокислоты	190 (следы 40)
Белки	225 (следы 40)
Гуминовая кислота	110

(В скобках указаны значения концентраций в водах открытого океана (Duursma, 1965))

В прибрежных морских водах вблизи Бомбея общее содержание перечисленных органических компонентов составляло 1175 мкг/л. В океане растворенное органическое вещество находится в пределах от 2 до 5 мкг/л (Duursma, 1965).

Концентрация аминокислот в морской воде составляет приблизительно $1,5 \times 10^{-6}$ М, а большое число известных металлов, взаимодействующих с аминокислотами — Ag, Cd, Co, Cu, Fe, Ni, Zn, Mn, Hg, находятся в концентрации от 10^{-7} до 10^{-10} М (Goldberg, 1965; Sillen, Martell, 1971). При концентрациях на 1–4 порядка величин ниже, чем концентрации аминокислот, значения кумулятивных равновесных констант изменяются в пределах от 7 до 30. Углеводы с концентрацией около 3,5 М могут взаимодействовать с As при его содержании 10^{-8} М. Нуклеиновые кислоты и белки взаимодействуют с Ag, Ca, Cu, Fe, Zn, Mn. У нас нет особой ясности относительно химических и валентных состояний этих элементов в окружающей среде.

Таблица 1

Содержание некоторых элементов, мкг/л в океанической воде и их растворимость в 100 мкг гуминовой кислоты

Элемент	Концентрация (Goldberg, 1965)	Растворимость	Элемент	Концентрация (Goldberg, 1965)	Растворимость
Zn	10,0	0,59	Ca (обменный)	4×10^5	7,6
Co	0,1	3,38	Ba (обменный)	30,0	26,2
Fe	10,0	1,54			
Th	0,05	0,28			
U	3,0	0,6			

Гуминовая кислота обладает значительной способностью растворения и комплексации большого набора микроэлементов (Ganguli et al., 1970; Desai et al., 1970). Эксперименты с очищенными морскими гуминовыми кислотами позволяют сделать вывод о растворимости многих металлов (табл. 1). Вероятно, значительное количество микроэлементов в морской воде также соединено с гуминовой кислотой. Следует заметить, что щелочноземельные металлы, такие, как Ca, Sr и Ba, растворяются простым катионным обменом. Кроме этого, гуминовая кислота содержит значительные количества микроэлементов.

Взаимодействие микроэлементов в РОВ

Определения Zn и Cu в природной морской воде с разрушенным окислением органическим веществом выявили высокое содержание этих элементов по сравнению с водой с неокисленным органическим веществом, что указывает на наличие некоторых органо-металлических комплексов.

Морская вода, богатая органикой, была получена путем выращивания культуры хлореллы в морской среде и ее разложения в темноте. Раствор профильтровался и насыщенный органическим веществом фильтрат использовался для изучения взаимодействия с Ba, Mn, Zn, Fe и Zr (табл. 2).

Влияние органического вещества на содержание металлов в растворимой форме в морской воде очевидно. Было установлено, что Ba, Mn и Zn находились в растворе в катионных формах, а Fe и Zr в значительной мере преобразовывались органическим веществом в некатионные формы.

Органического вещества, в виде углеводов введенного в раствор морской воды, было по крайней мере в семь раз больше, чем в природной морской воде. Растворимость Ba, Mn и Zn природной морской водой осуществляется частично из-за имеющегося в ней растворенного органического вещества.

Таблица 2

Содержание элементов в обычной (А) и обогащенной органическим веществом (Б) морской воде

Элемент	Концентрация в виде иона мкг/л	Концентрация, мкг/л		Некатионная форма, %	
		А	Б	А	Б
Ba	30	150	550	0	0
Mn	2	165	5780	0	0
Zn	10	270	380	0	0
Fe	10	0,36	4,79	0	34,8
Zr	—	0,23	0,78	41,4	85,6

Примечание. Время достижения равновесия — одна неделя.

Образование *in situ* и последующее преобразование ионных форм растворенных органо-металлических комплексов

Морская вода содержит органическое вещество, выделяемое растущим и распадающимся фитопланктоном. Для изучения растворимости ионных форм некоторых микроэлементов были проведены эксперименты с растущей культурой фитопланктона в морской воде. Было установлено, что образование ионных форм микроэлементов в морской воде вследствие взаимодействия с органическими веществами происходит медленно, но непрерывно.

В течение первых 3-х дней, когда культура еще не выросла, Zn, Mn, Fe и Co были представлены полностью как катионы. Со временем происходило изменение из начальных ионных форм. Через 16 недель концентрация цинка, присутствующего в катионной форме, снижалась от 100 до 35%. Анионная форма этого элемента за это время полностью исчезает; появляются неионные формы цинк-органического комплекса (65%, табл. 3). Близкая картина наблюдалась для Mn. Катионный Co на 70% превращался в неионную форму через 4 недели, и в дальнейшем не отмечалось изменений. Поведение Ru было несколько неустойчивым, но, очевидно, и этот элемент также постепенно переходит в неионную форму. Fe, казавшееся амфотерным, преобразовывалось по крайней мере на 25% в неионную форму через 3 недели.

Природные растворенные органо-металлические макромолекулярные соединения

Соединения с молекулярным весом более 50000, находящиеся в растворенном состоянии в морской воде, концентрируются на поверхности раздела морская вода — хлороформ (Khailov, Finenko, 1970), содержащей преимущественно Cu, Ag и Au, соединенные с органикой (Ganguli, 1973). Оставшаяся часть элементов, неэкстрагированных на поверхность раздела, не поддается дальнейшему экстрагированию.

Таблица 3

Изменения содержания ионных форм цинка и цинк-органических комплексов в присутствии растворенных органических веществ (концентрация 500 мкг/л) за 112 дней эксперимента

Форма нахождения элемента	Растворенная форма, %			
	3 дня	21 день	42 дня	112 дней
Катионная	100,0	100,0	82,7	35,0
Некатионная	0	0	17,3	65,0
Анионная	79,0	6,4	—	0
Неанионная	21,0	93,6	—	100,0

В морской воде и осадках поверхностного слоя на западном побережье Индии определялись содержания ^{228}Ra и ^{231}Ra . В органическом веществе концентрация этих радионуклидов на 1 или 2 порядка выше. В пробах морского осадка и морской воды близ Бомбея обнаружен и ^{239}Pu . Полученный диализом из осадка экстракт органического вещества также содержал этот изотоп в концентрации на 1 порядок выше, чем в осадке.

Чтобы изучить соединение ^{60}Co с морскими осадками и гумусом, был собран природно меченый морской осадок. Гумус экстрагировали из осадков и очищали повторным диализом, дисперсией в растворе NaOH , фильтрацией и пропусканием через катионно-обменные колонки. Гамма-спектрометрией было обнаружено, что гумус содержит значительное количество ^{60}Co .

Для дальнейшего изучения природы этого соединения его приводили в равновесное состояние с устойчивым ионным Co на протяжении 2 недель, а затем опять пропускали через катионно-обменную колонку. Хотя осадок казался незагрязненным ^{60}Co , отмечалось значительное содержание этого радионуклида в органическом веществе. Возможно, концентрация ^{60}Co в морском гумусе может со временем расти. В соединении с полученным таким способом морским гумусом ^{60}Co не поддается какому-либо обмену с ионным кобальтом. Большинство соединений гумуса с микроэлементами находится в ионной форме.

ЛИТЕРАТУРА

- Desai M.V.M., Ganguly A.K.* Interaction of trace elements with the organic constituents in the marine environment. — BARG, 1970, p. 488.
- Desai M.V.M., Koshy E., Ganguly A.K.* Solubility of barium in sea water in presence of dissolved organic matter. — Curr. Sci. (India), 1969, vol. 38, p. 107–108.
- Desai M.V.M., Mathew E., Ganguly A.K.* Differential interaction of marine humic and fulvic acids with alkaline earth and rare earth elements. — Curr. Sci. (India), 1970, vol. 39, p. 429–433.
- Desai M.V.M., Mathew E., Ganguly A.K.* Interaction of some metal ions with fulvic acid isolated from marine environment. — J. Mar. Biol. Assoc. India, 1972, vol. 14, p. 391–394.
- Duursma E.K.* — In: Chemical oceanography. London: Pergamon Press, 1965, 433 p.
- Genapathy S., Pillai K.C., Ganguly A.K.* Adsorption of trace elements by near shore seabed sediments. — BARG, 1968, p. 376.
- Ganguly A.K., Koshy E., Desai M.V.M.* Studies on organo-metallic interactions in the marine environment. — In: Reference methods for marine radioactivity studies. IAEA, 1970, p. 219–221.
- Goldberg E.D.* — In: Chemical oceanography. London: Pergamon Press, 1965, p. 163–196.
- Jeffrey L.M., Hood D.W.* — J. Mar. Res., 1958, vol. 17, p. 247.
- Khailov K.M., Finenko Z.Z.* — In: Marine food chains. Univ. California Press, 1970, p. 6–18.
- Koshy E., Desai M.V.M., Ganguly A.K.* Studies on organo-metallic interactions in the marine environment, Pt 1 — Interaction of some metallic ions with dissolved organic substances in sea water. — Curr. Sci. (India), 1969, vol. 38, p. 555–558.
- Koshy E., Ganguly A.K.* Organic materials in the marine environments and their interactions with some metal ions. — BARG, 1969, p. 402.

Pillai T.N.V., Desai M.V.M., Mathew E. et al. Organic materials in the marine environment and the associated metallic elements. — *Curr. Sci. (India)*, 1971, N 40, p. 75–81.
Pillai T.N.V., Ganguly A.K. Nucleic acids in the dissolved constituents of sea water. — *Curr. Sci. (India)*, 1970, vol. 39, p. 501–504.
Sillen J.G., Martell A.E. Stability constants of metal-ion complexes. Special Publ., 1971, N 25.
Williams P.M. — *Nature*, 1961, N 189, p. 219.
Williams P.M., Zirino A. — *Nature*, 1965, N 204, p. 462.

M.V. Desai, A.K. Ganguly

ORGANIC AND ORGANO-METALLIC SUBSTANCES IN THE MARINE ENVIRONMENT

Summary

Dissolved organic constituents in sea water of the Bombay coast are estimated and the concentrations for carbohydrates, amino acids, proteins, humic acid and DNA are given. Carbohydrates and amino acids are present in micromolar concentrations while others are in a few to a few hundred micrograms per litre.

Dissolved organic matter obtained from an algal culture in sea water solubilized many trace elements. Solubilization of Ba, Zn, Mn, Fe, Co, etc. in sea water and the presence of these elements in association with dissolved organic materials are established. Studies on in situ formation and progressive evolution of organo-metallic complexes are discussed. The rate at which elements change their ionic states with time is discussed for Zn, Mn, Fe, Ru and Co. It is significant that most of these elements are converted to non-ionic forms to the tune of about 70% at the elemental concentration of 500 µg/l.

Nature of the chemical association of Ca, Ba, Ra, Ac, Y, Fe, Zn, Co with the organic constituents in sea water is experimentally examined and discussed.

Naturally occurring organo-metallic complexes of Cu, Ag, Au, ^{60}Co , ^{228}Ra , ^{231}Pa and ^{239}Pu are detected in coastal waters and sediments. The tremendous concentration factors for these elements in the organic matter fraction are illustrated.

А.В. РОЖДЕСТВЕНСКИЙ

Болгария

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ДИНАМИКА ГЛАВНЫХ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ И ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ

Анализируются пространственное распределение и сезонная динамика содержания нитратной формы азота и фосфатного фосфора в западной части Черного моря. Отмечается, что район перед дельтой Дуная наиболее богат биогенными веществами. На основании определений перманганатной окисляемости в нейтральной среде приведенные данные сопоставляются с соответствующими характеристиками растворенной и взвешенной форм органического вещества. Сделан вывод о лимитирующей роли нитратов в синтезе органического вещества.

Круговорот компонентов органического вещества от неорганических соединений через живое и мертвое органическое вещество до неорганических продуктов минерализации связан главным образом с биогенными

элементами. Наиболее важные из них — нитратный азот и фосфатный фосфор. Количества их в морской воде очень малы и находятся в известном балансе с органическим веществом. Когда потребление при синтезе органического вещества превышает поступление, периодически в Черном море, как и в других морях, локально констатируются аналитические нули фосфатного фосфора и нитратного азота. Это истощение фосфатов и нитратов лимитирует дальнейшее развитие фитопланктона.

Минерализация органического вещества вновь приводит к образованию нитратов и фосфатов, однако полной количественной обратимости процесса нет. Не весь органический азот минерализуется до нитратного азота — часть его остается в виде несколько более трудно усвояемых фитопланктоном аммониевых соединений, а известная часть достигает стадии свободного азота и практически выходит из цикла синтез—минерализация—синтез. Частично фосфор также выходит из этого цикла, осаждаясь в донные илы в виде трудно растворимых соединений. Кроме того, сильно замедленная вертикальная циркуляция в Черном море благоприятствует накоплению мертвого органического вещества, или, скорее, продуктов его минерализации, в глубинных слабоподвижных водах. Необратимый вынос биогенных элементов и органического вещества из верхних слоев Черного моря происходит также через Босфор в Мраморное море.

Пополнение потерь нитратного азота происходит главным образом с речной и дождевой водой, в которой значительно количество нитратов. Так, в дунайской воде, по нашим многолетним исследованиям, среднее содержание нитратного азота составляет 1610 мг/м^3 , а в дождевой воде в районе Варны — 226 мг/м^3 . В черноморской поверхностной воде открытого моря перед болгарским берегом среднее содержание нитратного азота — около 9 мг/м^3 .

Речные и дождевые воды участвуют также в пополнении необратимой потери фосфора, но не в столь значительной степени, так как в дунайской воде среднее содержание фосфатного фосфора составляет 30 мг/м^3 , для дождевой воды оно — 75 мг/м^3 , а в поверхностной черноморской — 26 мг/м^3 . Круговорот фосфора в море возможен при восполнении потерь за счет взбалтывания придонных осадков шельфа при сильном волнении и подъема глубинных вод при вертикально-этажном водообмене. Речные осадки также являются серьезным поставщиком фосфора: их среднее содержание в дунайской воде составляет 187 мг/л (при $\text{P}_2\text{O}_5 = 0,25\%$); это соответствует приблизительно 200 мгP/л^3 в труднорастворимой форме, осаждающейся преимущественно в донные илы (Рождественский, 1968).

Биогенные элементы поступают на поверхность моря также с пылевыми осадками. Так, по нашим наблюдениям, в марте 1960 г. на 1 м^2 поверхности моря в районе болгарского побережья при пылевой буре выпало около 20 мг фосфатного фосфора и свыше 4 мг нитратного азота. Для поверхностного слоя моря это значительное количество, но при размешивании воды только на 1 м глубины оно становится уже очень малым. Очевидно, значение дождей и пылевых осадков для развития организмов ограничивается тонким поверхностным слоем (Рождественский, 1966). Это согласуется с исследованиями Ю.П. Зайцева (1970).

Существовало мнение, что Черное море бедно биогенами, безвозвратно уносимыми с "дождем трупов" в глубинные сероводородные воды, при полной стагнации последних. В.А. Водяницкий (1948) и другие доказали, что обмен между глубинными и поверхностными водами в Черном море все же существует, так же как и известный возврат биогенов. Значительная масса мертвого органического вещества выпадает в илы шельфа, откуда легко возвращается в верхние слои воды при зимних штормах в виде минерализованных продуктов разложения.

Известная неясность существования по вопросу, что доминирует в водах Черного моря — фосфаты или нитраты (обыкновенно в океанических водах нитратов больше, чем фосфатов)? Теперь вполне определенно можно сказать, что в целом в Черном море, за исключением сильно опресненных районов, доминируют фосфаты. В ряде случаев отмечается сезонная изменчивость отношения.

Среднее содержание фосфатного фосфора в поверхностных водах умеренных широт Атлантического океана составляет около 3, а в Тихом океане — около 5 мг/м³ (Harvey, 1945; Алексин, 1956). Ко дну содержание фосфора возрастает и на максимальных глубинах составляет около 70 мг/м³ (в арктических и антарктических водах такое содержание отмечается почти по всей водной толще). Очень мало фосфатного фосфора в Средиземном море — в поверхностных водах в среднем — менее 0,5 мг/м³, а в водах максимальных глубин — около 3 мг/м³.

Среднее годовое содержание фосфатного фосфора в поверхностных слоях глубоководной части Черного моря составляет около 16 мг/м³, но может колебаться в широких пределах. Так, по нашим многолетним наблюдениям, для юго-западной глубоководной части против болгарских берегов это — 26 мг/м³, а для района против Босфора — 17 мг/м³. Я.К. Голлобов (1955) указывал для восточной части Черного моря величину 13 мг/м³, а М.А. Добржанская (1958) — для открытой части Черного моря перед южным берегом Крыма — 7 мг/м³. Очевидно, с удалением от устья Дуная по направлению доминирующего течения содержание фосфатов уменьшается.

В мелководных районах Черного моря колебания средних годовых количеств фосфатного фосфора значительно больше. Минимальные значения отмечаются в районе мыса Херсонес — 4 мг/м³ (Добржанская, 1958). По нашим данным, в поверхностных водах между Одессой и Тендрой среднее годовое содержание фосфора составляет около 12 мгР/м³, но к глубине 5 м оно падает до 3 мг/м³, а ко дну постепенно повышается на глубине около 20 м до 13 мг/м³; в центре северо-западного мелководья (филлофорное поле Зернова) — около 6 мг/м³ в потреблении фосфора кроме фитопланктона, очевидно, значительную роль играют и макрофиты. В юго-западном направлении содержание фосфора возрастает: в 35–45 км восточнее Дунайской дельты — 15 мг/м³ · год, а в 3–4 км перед дельтой в поверхностных водах — 48 мг/м³ · год. В прибрежном районе перед Констанцей, по нашим экспедиционным наблюдениям, — около 24 мгР/м³, а в интервале 25–60 км от берега — около 13 мг/м³. Вблизи устья карстового оз. Табакария, у берегов Румынии, среднегодовое содержание фосфора — немного более 8 мг/м³ (Bacescu et al., 1967).

В мелководном районе перед болгарским побережьем средняя многолетняя величина фосфатного фосфора 27 мг/м^3 (Рождественский, 1966). В Варненском заливе его среднегодовое содержание — около 24 мг/м^3 . В опресненных прибрежных районах восточной и северо-восточной части моря также отмечается повышенное содержание фосфора. Так, по М.А. Добржанской, средняя величина для поверхностных вод в районе Сухуми — 25 мг/м^3 , а в предкерченском районе — 38 мг/м^3 , однако последняя цифра получена в результате только летних экспедиций.

Сезонные колебания содержания фосфора выражены довольно четко как в глубоководных, так и в мелководных районах Черного моря. Минимум (до аналитических нулей включительно) в поверхностных водах отмечается обыкновенно летом, реже осенью, а максимум — зимой; иногда в летние месяцы содержание фосфатов увеличивалось при аналитических нулях нитратов; это совпадало с минимальным развитием фитопланктона. В таких случаях сезонный минимум содержания фосфора перемещался на осенние месяцы. В связи с этим, вероятно, наши наблюдения в октября 1956 г. в керченском районе выявили содержание фосфора около 6 мг/м^3 (Рождественский, 1957). Видимо, годовое содержание здесь близко к 22 мг/м^3 — средней величине между летними данными М.А. Добржанской и нашими осенними.

Количество нитратного азота в определенных районах Черного моря значительно. С удалением от берега при повышении солености обыкновенно отмечается быстрое уменьшение количества нитратов. В глубоководных районах по вертикали содержание нитратов сначала растет, достигает максимума у горизонта 100–150 м. Ниже 200 м, в сероводородной зоне, количество нитратов уменьшается, а аммиака увеличивается. К горизонту 500 м нитраты и нитриты обычно отсутствуют, а аммиачный азот достигает 700–800 мг/м^3 . При взбалтывании волнением донных илов и подъеме глубинных черноморских вод полного окисления аммиака в нитриты и нитраты не происходит. Поэтому эти процессы имеют доминирующее значение для увеличения содержания фосфатов в поверхностных водах. На содержание нитратов главное влияние имеют речной сток и дожди. В летние месяцы или в начале осени, когда нитраты в верхних слоях значительной части Черного моря практически исчерпаны, в ряде случаев наблюдалось следующее вертикальное распределение: аналитические нули до 25 и даже 50 м; значительное увеличение в интервале 75–150 м и уменьшение ниже 300 м. Максимум нитратов в поверхностных черноморских водах приходится обыкновенно на зиму, когда речной сток велик, потребление фитопланктоном, напротив, невелико, а подъем минерализованного и окисленного до максимума возможной степени мертвого органического вещества наибольший. Среднее годовое содержание нитратного азота в поверхностных водах Черного моря, несмотря на поступление богатых нитратами речных вод, не столь велико. Сказывается большое расходование соединения при синтезе органического вещества. Кроме того, необратимое извлечение по вертикали и отчасти по горизонтали (Босфор) также оказывает известное влияние.

В водах океана очень большое содержание нитратного азота (около 500 мг/м^3 по всей вертикали) отмечается в полярных зонах. В глубинных водах экваториальных районов и умеренных широт (ниже 200 м) содержание нитратного азота — около 200 мг/м^3 . В тропических поверхностных водах нитраты обыкновенно отсутствуют вследствие быстрого их потребления фитопланктоном. В верхних слоях умеренных широт (от поверхности до 100–150 м) среднегодовое содержание нитратного азота — около 40 мг/м^3 с сезонными колебаниями от аналитических нулей до $70\text{--}100 \text{ мг/м}^3$. Среднее годовое содержание нитратного азота в поверхностных водах составляет в западной глубоководной части Черного моря около 9 мг/м^3 , в предбосфорском районе — 6 мг/м^3 . В восточной глубоководной части поверхностные воды содержат около 5 мг/м^3 нитратного азота. Максимумы — 14 мг/м^3 в западной и 25 мг/м^3 в восточной — в среднем на глубине 150 м (Гололобов, 1955).

В мелководных районах Черного моря среднегодовое содержание нитратного азота для поверхностных вод между Одессой и Тендрой — 4 мг/м^3 , в середине филофорного поля Зернова — 2 мг/м^3 , в интервале 25–60 км восточнее дельты Дуная — 13 мг/м^3 , в придунайском районе — 204 мг/м^3 , в прибрежном и открытом районах восточнее Констанцы — 14 мг/м^3 , в болгарском мелководье — 10 мг/м^3 . Малые значения в северо-западной части, кроме потребления морскими микро- и макрофитами, возможно, связаны с задержкой днепровской, бугской и днестровской вод в лиманах и выносом в море уже не биогенных элементов, а лиманного фитопланктона. Абсолютный максимум нитратного азота был зафиксирован нами в марте 1962 г. в придунайском районе — 2481 мг/м^3 в поверхностной сильно опресненной воде в трех милях восточнее Георгиевского устья. С.В. Бруевич (1953) указывал для района вблизи устья Риона значение около 600 мг/м^3 . Наши наблюдения в сентябре 1962 г. в рионской речной воде обнаружили содержание нитратного азота 1920 мг/м^3 , а в морской воде вблизи устья — 108 мг/м^3 .

Если исключить приустьевые районы крупных рек, то средние значения нитратного азота поверхностных слоев черноморского мелководья составят около 9 мг/м^3 ; в глубоководном районе — 7 мг/м^3 . Среднее содержание фосфатного фосфора поверхностных вод мелководья (также без приустьевых районов) для всего черноморского побережья — 16 мг/м^3 , т.е. столько же, как и в глубоководном районе. Амплитуда изменений количества биогенных элементов в мелководье больше. В среднем содержание нитратного азота в поверхностных черноморских водах меньше, чем в поверхностных водах умеренных широт океана, а содержание фосфатного фосфора больше. Очевидно, главную лимитирующую роль при синтезе органического вещества в Черном море играют нитраты.

Теоретически черноморская поверхностная вода без процессов синтеза и минерализации органического вещества должна бы иметь среднее содержание нитратного азота около 450 мг/м^3 и фосфатного фосфора — около 30 мг/м^3 , т.е. приблизительно столько же, сколько в полярных водах океана. Если учесть вертикальный подъем глубинных черноморских вод, содержание фосфора должно быть даже несколько больше.

Разница между теоретическим и реальным содержанием главных биогенных элементов в основном объясняется потреблением их при синтезе органического вещества. Содержание растворенного и мелко-взвешенного в воде органического вещества только частично освещает вопрос о биологической продуктивности, так как первичнопродуктивное фитопланктоном органическое вещество потребляется организмами более высоких трофических уровней. Все же данные по окисляемости морской воды дают известные указания в этом направлении. Перманганатная окисляемость в нейтральной среде при умножении на 1,5 дает приблизительно количество органического углерода, а он составляет около половины сухого органического вещества. Содержание органического углерода по Кийзу, Христиевскому и Крогу (Harvey, 1945, р. 39), в океанской воде колеблется между 1,2 и 2 мг/л. По Б.А. Скопинцеву (Алекин, 1966, с. 70), среднее количество органического углерода в поверхностных водах океана — около 1,5 мг/л. Анализы океанской воды дают аналогичные результаты — нейтральная окисляемость от 0,7 до 1,2 мг О/л, отвечает приблизительно количеству органического углерода 1,1–1,8 мг/л, сухого органического вещества 2,2–3,6 мг/л, т.е. среднему содержанию органического вещества — около 3 мг/л.

Исследования окисляемости черноморских вод, проведенные нами в течение ряда лет, показывают, что среднее содержание органического вещества в поверхностных водах западной глубоководной части моря — около 4 мг/л. С глубиной содержание органического вещества постепенно убывает, достигая к 50 м в среднем 3,5 мг/л, к 75 м повышается до 4 мг/л и более; ниже опять уменьшается и в глубоководных слоях составляет около 2,5 мг/л. В поверхностных водах болгарского мелководья среднее многолетнее содержание органического вещества — около 4,5 мг/л, в прибрежном районе восточнее Констанцы — 4,8 мг/л, а в удалении от берега — 4,7 мг/л. С приближением к придунайскому району содержание органики растет, достигая в 3 милях восточнее дельты несколько больше 6 мг/л. В районе филлофорного поля в поверхностных водах среднее содержание органики — 4,4 мг/л, а между Одессой и Тендрой — 5,4 мг/л. Это гармонирует с малым содержанием биогенных элементов. Сезонные колебания во всех районах показывают максимум, обыкновенно весной или летом. Только перед Дунайской дельтой они отмечаются преимущественно зимой или осенью в связи с волнением, поднимающим донные осадки с неразложившейся органикой. По данным Я.К. Гололобова (1955, с. 20), в восточной глубоководной части моря среднее содержание органических веществ в поверхностном слое — 3,8 мг/л (окисляемость — 1,25 мг О/л). Средний результат, по М.А. Добжанской (1958, с. 257), для района перед Севастопольской бухтой — 3 мг/л (окисляемость — около 1 мг О/2).

Таким образом, среднее содержание органического вещества в поверхностных слоях глубоководной части Черного моря — около 4 мг/л, т.е. на 1 мг/л больше, чем в океане, а среднее содержание в поверхностных слоях мелководья — около 4,5 мг/л, что на 1,5 мг/л больше океанского.

Расчеты показывают, что в балансе органического вещества Черного моря ежегодные потери, восстанавливаемые органическим веществом

и биогенными элементами рек, осадков и т.д., достигают 10% по отношению к содержанию органики в верхнем 50-метровом слое. Остальное количество органики, очевидно, должно восполняться за счет внутреннего круговорота органического вещества и биогенных элементов на базе подъема последних со дна мелководья и из глубинных вод.

ЛИТЕРАТУРА

- Алекин О.А. Химия океана. Л.: Гидрометеиздат, 1966.
- Бруевич С.В. Химия и биологическая продуктивность Черного моря. — Труды Ин-та океанологии АН СССР, 1953, т. 7, с. 11—56.
- Водяницкий В.А. Основной водообмен и история формирования солёности Черного моря. — Труды Севастоп. биол. ст., 1948, т. 6, с. 386—432.
- Гололобов Я.К. О биогенных элементах в воде Черного моря и причинах изменений некоторых средних гидрохимических величин в трофическом слое водной толщи моря. — Труды Аз ЧерНИРО, 1955, вып. 16, с. 3.
- Добрянская М.А. Основные черты распределения и динамики фосфатов в Черном море. — Труды Севастоп. биол. ст., 1958, т. 10, с. 195—272.
- Зайцев Ю.П. Морская нейстонология. Киев: Наукова думка, 1970. 264 с.
- Рождественски А.В. Динамика на нитратите и фосфатите в открытите черноморски води пред българския бряг Трудове на Научноизсл. ин-т по рибарство и рибна промишленост. — Варна, т. 1, София: Земиздат, 1957, с. 205.
- Рождественски А.В. Състав на главните хидрометеори в района на черноморското крайбрежие и значението му за химичната динамика на морските води. — Известия на Химическия ин-т на БАН, София, 1958.
- Рождественски А.В. Органическо вещество в вода Черного моря. — Докл. БАН, 1961, т. 14, № 1.
- Рождественски А.В. Химия на открытите черноморски води пред българския бряг. — Известия на научноизсл. ин-т за рибно стоп. и океанография — Варна, т. 7, София: Земиздат. 1966, с. 5—28.
- Рождественски А.В. Върху биогенните елементи в северо-западната част на Черно море. — Известия на Научноизсл. ин-т за рибно стоп. и океанография. — Варна; Земиздат. 1968, т. 9, с. 9—16.
- Рождественски А.В. Характер на сезоните и пространствените промени на кислородното съдържание и, окисляемостта на водите в северозападната част на Черно море, БАН. — Известия на ин-та по океанография и рибно стопанство—Варна, т. 10, София, 1970, с. 5—12.
- Василеску М., Chiril V. et al. Ecologic marina II. Edit. ARSR, București, 1967.
- Harvey H.W. Recent advances in the chemistry and biology of sea water. Cambridge: Univ. Press, 1945.
- Rojdestvensky A.V. Chemischer und schwebstoffabfluss der Donau im Schwarzen Meer, Bulgarische Akademie der Wissenschaften. — Soc. Intern. Limnol. Ber. X. Jubiläumstagung, Sofia, 1968.

A.V. Rojdestvensky

DISTRIBUTION AND DYNAMICS OF THE PRINCIPAL BIOGEN ELEMENTS AND ORGANIC MATTER IN THE BLACK SEA WATERS

Summary

In this paper is treated distribution and seasonal dynamics of principal biogen elements — phosphate—phosphorus and nitrate-nitrogen in the Black Sea. The richest part of Sea is before Danube's delta. The comparison with the Ocean waters of the middle latitudes shows that the surface water of the Black Sea has in general, more phosphate-phosphorus and less nitrate-nitrogen. The quantity of organic matter in the Black Sea waters is more than in Ocean.

РАСТВОРЕННОЕ ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО (РОВ) И pH КАК СТАТИСТИЧЕСКИЕ ФУНКЦИИ БИО- И АБИОТИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ЧЕРНОГО МОРЯ

С помощью аппарата множественной линейной регрессии построены математические модели, описывающие динамику РОВ и pH морской воды. Дана биологическая интерпретация решений, предлагается подход к управлению изучаемых процессов.

Один из методов изучения взаимосвязи биотических и абиотических факторов среды — многомерный статистический анализ (Андерсон, 1963). Для изучения процессов в море этот метод пока не получил широкого распространения. В настоящей работе на примере построения математических моделей методом множественной линейной регрессии мы стремились определить условия, определяющие концентрацию РОВ и величину pH морской воды в Севастопольской бухте Черного моря.

Элементы аппарата множественной регрессии

Имеется нормально распределенная случайная величина y , зависящая от вектора X случайных переменных

$$X^t = (x_0, x_1, \dots, x_k),$$

(t — знак транспонирования матриц). Пусть над величиной y и вектором X произведено N наблюдений ($N > k$), тогда результаты наблюдений можно представить в виде вектора Y (наблюдения за величиной y) и матрицы Z (наблюдения за вектором X)

$$Z \begin{cases} x_{01} & x_{11} & \dots & x_{k1} \\ x_{02} & x_{12} & \dots & x_{k2} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ x_{0N} & x_{1N} & \dots & x_{kN} \end{cases} \begin{matrix} y_1; \\ y_2; \\ \vdots \\ y_N. \end{matrix} \quad (1)$$

Требуется найти наилучшие среднеквадратичные параметры b_i линейной статистической модели

$$\hat{y} = b_0 x_0 + b_1 x_1 + \dots + b_k x_k \quad (x_0 \equiv 1) \quad (2)$$

или в матричной форме записи

$$\hat{Y} = B^t X, \quad (3)$$

где $B^t = (b_0, b_1, \dots, b_k)$ — вектор параметров математической модели. Наряду с вектором измеренных значений переменной y введем вектор \hat{Y} теоретических значений этой величины

$$\hat{Y} = ZB. \quad (4)$$

Необходимо найти B из условия минимума остаточной суммы квадратов отклонений S между измеренными и предсказанными значениями переменной Y по формуле

$$S = (Y - \hat{Y})^T (Y - \hat{Y}) \rightarrow \min. \quad (5)$$

Подставляя (4) в (5), находим необходимое условие минимума как функции вектора B

$$\frac{\partial S}{\partial B} = \frac{\partial (Y - ZB)^T (Y - ZB)}{\partial B} = 2(Z^T Z B - Z^T Y) = 0. \quad (6)$$

Из соотношения (7) находим

$$B = (Z^T Z)^{-1} Z^T Y. \quad (7)$$

После подстановки (7) в (3) получается линейная регрессионная математическая модель величины y относительно переменных x_j . Статистическая оценка решений включает проверку адекватности уравнения (3) и значимости компонент вектора коэффициентов (7).

Адекватность уравнения (3) исходным данным (1) проверяется с помощью F — критерия Фишера. Сначала вычисляется дисперсия величины y и остаточная дисперсия величины y . Дисперсия $S^2(y)$ величины y определяется соотношением

$$S^2(y) = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2; \quad \bar{y} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N y_i.$$

Остаточная дисперсия $S^2(y)$ величины y подсчитывается по формуле

$$S^2_{\text{ост}}(y) = \frac{(Y - \hat{Y})^T (Y - \hat{Y})}{N - k}.$$

Затем вычисляется F_d — действительное отношение Фишера:

$$F_d = \frac{S^2(y)}{S^2_{\text{ост}}(y)}.$$

После этого находят по таблице число F_T — теоретическое значение F -критерия, соответствующее степеням свободы $(N-1)$ и $(N-k)$ и выбранному уровню значимости $\alpha > 0$, а затем сравнивают числа F_T и F_d . При $F_d > F_T$ уравнение (4) адекватно (в противном случае неадекватно).

Значимость коэффициентов уравнения множественной регрессии (3) проверяется с помощью критерия Стьюдента. Коэффициент b_j считается значимым, если выполняется условие

$$\frac{b_j}{\sqrt{S^2(b_j)}} > t_p. \quad (8)$$

где t_p — квантиль распределения Стьюдента, соответствующая вероятности p и числу степеней свободы $N-k-1$, $S^2(b_j)$ — дисперсия коэффициента b_j .

$$S^2(b_j) = S^2_{\text{ост}}(y) \cdot Z_{jj},$$

где Z_{jj} — j -й диагональный элемент матрицы ошибок $(Z^T Z)^{-1}$.

Коэффициент множественной корреляции переменной y с вектором параметров X подсчитывается по исходным данным по формуле

$$R = \sqrt{B^T R_{yx}} \quad (9)$$

где R_{yx} — вектор-столбец корреляций переменной y с параметрами x_i .

Математические модели РОВ и рН

РОВ — огромный резерв органического вещества (ОВ) в океане. По количеству РОВ в морской воде в 10 раз больше, чем в составе взвеси (детрите), и оно в 100 раз больше суммарной биомассы всех морских организмов. Поэтому РОВ играет очень большую роль в связях сообществ морских организмов как носитель энергии и химической информации (Хайлов, 1971; Lucas, 1938). Изменение величины рН в море тесно связано с созданием и распадом ОВ из-за изменений в содержании углекислоты и кислорода (Алекин, 1966).

В течение 1969 г. 45 раз проведены одновременные наблюдения за 27 параметрами: а) бактериями и диатомовыми водорослями планктона, перифитона и взвеси; б) проявлениями жизнедеятельности микроорганизмов (метаболиты); в) изменениями температуры и гидрохимических показателей воды (Севастопольская бухта).

По формуле (2) построена следующая система регрессионных уравнений для РОВ и рН морской среды Севастопольской бухты:

$$y_{РОВ} = 0,647 - 0,0148x_1 - 0,05x_3 + 0,00047x_4 - 0,0032x_5 + 0,0183x_6 + \\ + 0,00485x_8 + 0,056x_9 - 0,00245x_{11} - 0,0013x_{12} + 0,0108x_{14} + 0,0077x_{15} - \\ - 0,00634x_{16} + 0,0639x_{17} + 0,027x_{18} + 0,03x_{19}.$$

$$y_{рН} = 6,15 + 0,109x_1 + 0,016x_2 - 0,00054x_4 + 0,155x_6 - 0,182x_7 + \\ + 0,015x_8 + 0,15x_{10} - 0,0019x_{12} + 0,288x_{13} + 0,027x_{14} + 0,0225x_{15} + \\ + 0,104x_{17} - 0,151x_{19}, \quad (A)$$

где x_1 — логарифм числа гетеротрофных бактерий перифитона; x_2 — РОВ, трансформированное микроорганизмами перифитона (МП) (в единицах экстинкции на волне 260 нм — E_{260}); x_3 — рН метаболитов МП; x_4 — сухой вес слизистой пленки МП ($\text{мг}/15\text{ см}^2$); x_5 — количество карбонатов, отлагающихся МП ($\text{мг}/15\text{ см}^2$); x_6 — логарифм числа живых диатомовых планктона; x_7 — логарифм мертвых диатомовых планктона; x_8 — температура воды ($^{\circ}\text{C}$); x_9 — РОВ, трансформированное микроорганизмами морской взвеси (ММВ) по E_{260} ; x_{10} — рН метаболитов ММВ; x_{11} — содержание CO_3^{2-} (г-ион в л); x_{12} — содержание HCO_3^- (г-ион в л); x_{13} — содержание CO_2 (мл/л); x_{14} — содержание O_2 (мл/л); x_{15} — перманганатная окисляемость (мг O_2 в л); x_{16} — щелочная окисляемость воды (мг O_2 в л); x_{17} — щелочность (мг-экв. на л); x_{18} — содержание фосфора минерального (мкг/л); x_{19} — содержание нитритов и азота (мкг/л) в воде. Остальные параметры (содержание карбонатов в перифитоне и в морской взвеси (МВ); число гете-

Статистические характеристики (параметры)	Средние значения	Среднеквадратические отклонения	$Y_{РОВ} Y_{рН}$	Средний вклад в модель
$Y_{РОВ}$	0,345	0,038	$Y_{РОВ} 0,354$	0
$Y_{рН}$	8,3	0,11	0	$Y_{рН} 8,3$
x_1	4,09	0,319	-0,06	0,44
x_2	0,279	0,912	0	0,005
x_3	8,14	0,135	-0,4	0
x_4	23,9	31	0,01	-0,01
x_5	4	53	-0,012	0
x_6	2,05	0,35	0,037	0,32
x_7	1,78	0,2	0	(
x_8	15,1	6,26	0,073	-0,3
x_9	0,3	0,15	0,017	0
x_{10}	7,92	0,162	0	1,2
x_{11}	20,7	7,39	-0,05	0
x_{12}	164	14	-0,21	-0,3
x_{13}	0,425	0,14	0	0,12
x_{14}	6	0,94	0,065	0,16
x_{15}	2	1,45	0,016	0,05
x_{16}	3,8	1,11	-0,024	0,35
x_{17}	3,39	0,28	0,216	
x_{18}	0,98	0,28	0,026	0
x_{19}	0,39	0,332	0,012	-0,06

ротрофных бактерий планктона и МВ, вес 10 см³ МВ и соленость) незначимы по критерию Стьюдента и в систему не вошли.

Оба полученных уравнения адекватны по критерию Фишера с вероятностью $p=0,993$. Коэффициент множественной корреляции $Y_{РОВ}$ со всеми остальными параметрами в уравнении 0,836. Множественная корреляция $Y_{рН}$ 0,776. Матрица исходных наблюдений достаточно полно учитывает информацию о процессах, протекающих в изучаемой системе.

Анализ моделей РОВ и рН

Влияние различных параметров (величины и знаки коэффициентов b_k) на рН и РОВ воды Севастопольской бухты в соответствующих уравнениях системы (А) объясняется целым рядом причин.

Величина $Y_{РОВ}$ обуславливается 15 различными параметрами, а $Y_{рН}$ — 13 параметрами. Из 9 общих ($x_1, x_4, x_6, x_8, x_{12}, x_{14}, x_{15}, x_{17}, x_{19}$). Только в уравнении $Y_{РОВ}$ встречались параметры: $x_3, x_5, x_9, x_{11}, x_{16}, x_{18}$ и только в уравнении $Y_{рН}$ — x_2, x_7, x_{10}, x_{13} .

Величина РОВ морской воды — функция не только биотических (Хайлов, 1971) но и абиотических параметров. Соответственно и рН опре-

делается не одними абиотическими параметрами (Алексин, 1966), но и биотическими. Существенно влияние перифитона на pH и РОВ потому, что Севастопольская бухта глубоко вдается в сушу, что создает благоприятные условия для развития перифитонных бактерий.

Влияние гетеротрофных бактерий (x_1) на концентрацию РОВ в системе (А) объясняется потреблением ими РОВ тем большим, чем больше их численность в перифитоне. Используя РОВ, бактерии выделяют CO_2 , органические кислоты и другие, которые мы называем "pH метаболитов". Иногда метаболиты микроорганизмов имеют и щелочную реакцию. Поэтому, развиваясь в перифитоне, бактерии (x_1) могут влиять не только на РОВ, но и на pH морской воды.

Величина pH метаболитов перифитона (x_3) обычно понижается при увеличении РОВ, трансформированного перифитоном (x_2) и повышается при его понижении. Причина этого — кислые продукты использования РОВ бактериями. Однако в определенные промежутки времени РОВ морской воды может находиться в прямой или обратной связи с трансформированным РОВ (Горбенко, 1969). Так возникает влияние pH метаболитов (x_3) на РОВ морской воды и РОВ, трансформированного перифитоном (x_2), на pH.

Сухой вес слизистой пленки микроорганизмов перифитона (x_4) можно считать функцией ее массы (сырого веса), в чем больше масса пленки, тем выше значение РОВ трансформированного (Горбенко, 1973б). Поскольку РОВ трансформированное бывает связано с РОВ морской воды, становится понятной и зависимость РОВ от сухого веса пленки (x_4). С другой стороны, масса слизистой пленки перифитона, выраженная через сухой вес, есть функция изменения численности микроорганизмов, изменяющих в процессе развития окружающую среду. Поэтому сухой вес пленки (x_4) влияет и на pH воды в море.

Осаждение карбонатов в перифитоне связано с жизнедеятельностью микроорганизмов, и чем она интенсивнее, тем больше трансформируется РОВ и осаждается карбонатов (x_5) (Горбенко, 1973а, б). Очевидна зависимость РОВ от карбонатов в системе (А). Живые диатомовые водоросли (x_6) влияют на pH воды, используя углекислоту из гидрокарбонатов. Это ведет к образованию карбонат-ионов и увеличению pH среды согласно (А). Диатомовые водоросли — основные продуценты органического вещества в бухте, поэтому при увеличении численности диатомей (x_6) увеличивается концентрация РОВ морской воды (А). Зависимость pH воды от числа мертвых диатомей (x_7) проявляется, очевидно, в том, что останки этих водорослей используются бактериями. С изменением интенсивности метаболизма бактерий изменяется и реакция среды. Величина pH метаболитов взвеси (x_{10} : как и РОВ, трансформированное перифитона), связана с РОВ, трансформированным взвесью (x_9). Развитие микроорганизмов взвеси сопровождается изменением реакции среды. Поэтому эта величина сказывается и на pH воды (А).

Один из основных параметров в море — температура воды (x_8) — обуславливает ход многих процессов. Повышение температуры повышает интенсивность процессов метаболизма многих организмов, в том

числе и продуцентов РОВ, что ведет к изменению его концентрации. Под действием метаболитов изменяются реакция среды и pH.

Количество кислорода в воде бухты (x_{14}) зависит в основном от фотосинтеза диатомовых водорослей. При увеличении их численности в воде возрастают концентрации кислорода и РОВ. Как отмечалось выше, диатомовые (x_6) могут использовать углекислоту гидрокарбонатов, поэтому они изменяют и pH морской воды.

Щелочные свойства морской воды (x_{17}) в основном определяются соленостью и углекислотой (Алекин, 1966). А эти параметры влияют как на РОВ, так и pH воды. Компоненты CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} , а также H^+ и H_2CO_3 , взаимосвязанные друг с другом, называют карбонатной системой. Через карбонат- и гидрокарбонат-ионы (x_{11} , x_{12}) концентрация РОВ испытывает влияние этой системы. Гидрокарбонат-ион (x_{12}) и углекислота (x_{13}) вместе с тем влияют на pH морской воды (Алекин, 1966).

Пока неясно влияние на pH воды одного из компонентов РОВ, определяемого перманганатной окисляемостью (x_5). На концентрацию РОВ, кроме него, влияют органические вещества, определяемые щелочной окисляемостью (x_{16}).

Минеральный фосфор (x_{18}) и азот (x_{19}) влияют на концентрацию РОВ, по-видимому, косвенным образом, способствуя развитию, например, фитопланктонных организмов, способных изменять концентрацию РОВ. Как влияет азот (x_{19}) на pH воды, остается неизвестным.

В уравнении $Y_{\text{РОВ}}$ наибольшее отрицательное влияние на РОВ оказали x_3 (вклад $-0,4$), x_{17} (вклад $+0,216$) и x_{12} (вклад $-0,210$). Вклад x_8 составил $+0,073$ и x_{14} $+0,065$. В уравнении Y_{pH} наиболее значимы x_{10} (вклад равен $+1,2$), x_1 (вклад $+0,44$), x_{17} (вклад $+0,35$), x_6 (вклад $+0,32$). Вклад x_8 равен $-0,3$ и x_{12} также $-0,3$.

Уравнения $Y_{\text{РОВ}}$ и Y_{pH} позволяют прогнозировать поведение pH и РОВ для заранее заданных состояний среды. Они открывают возможность целенаправленных изменений в ней путем регулирования определенных параметров. Так, из анализа уравнения $Y_{\text{РОВ}}$ видно, что увеличивать или уменьшать РОВ можно путем регулирования x_8 , x_{11} , x_{12} , x_{14} , x_{17} , x_{18} , x_{19} . pH в среде, по-видимому, можно изменять, регулируя x_8 , x_{12} , x_{13} , x_{14} , x_{17} , x_{19} .

ЛИТЕРАТУРА

- Алекин О.А. Химия океана Л.: Гидрометеиздат, 1966. 246 с.
Андерсон Т. Введение в многомерный статистический анализ. М.: Физматгиз, 1963. 500 с.
Горбенко Ю.А. Сообщество перифитонных микроорганизмов как биологическая система. — Океанология, 1969, т.9, вып. 2, с. 318–326.
Горбенко Ю.А. Экология перифитонных микроорганизмов: Автореф. докт. дис. Киев, 1973а.
Горбенко Ю.А. Микроорганизмы. — В кн.: Биологические основы борьбы с обрас-танием. Киев: Наукова думка, 1973б, с. 204.
Налимов В.В., Чернова Н.А. Статистические методы планирования экстремальных экспериментов. М.: Наука, 1965, с. 423.
Хайлов К.М. Экологический метаболизм в море. Киев: Наукова думка, 1971. 250 с.
Lucas C.E. Some aspects of plankton communities. — J. Cons. intern. explor. mer, 1938, vol. 8, N 3, p. 309.

THE DISSOLVED ORGANIC MATTER (DOM) AND pH AS STATISTICAL FUNCTIONS OF BIO- AND ABIOTIC PARAMETERS OF THE BLACK SEA

Summary

The method and the systematic analysis of biological processes in the sea environment has developed. The mathematical models for DOM and pH medium are built by the multiple regression method. The biological interpretation of solutions obtained is presented, and the approach to the regulation of studied processes is suggested.

М.В. БАТУРИНА, И.Е. МИШУСТИНА, Е.А. РОМАНКЕВИЧ

СССР

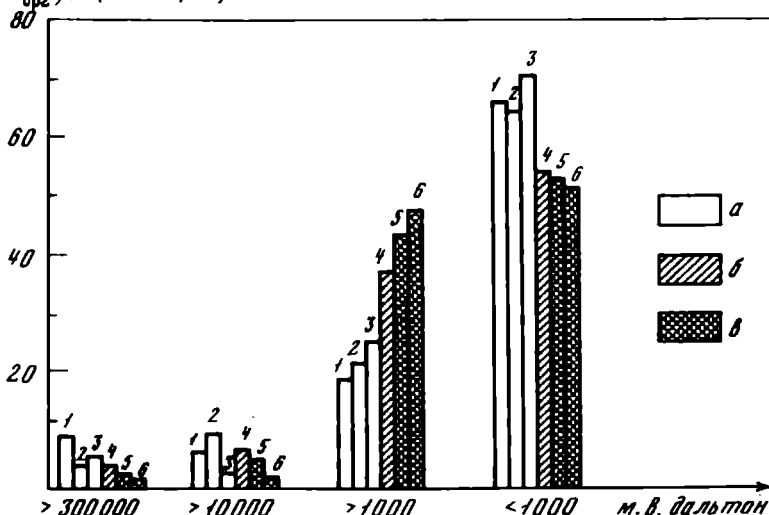
ФРАКЦИОНИРОВАНИЕ И ЭЛЕКТРОННО-МИКРОСКОПИЧЕСКОЕ ИЗУЧЕНИЕ РАСТВОРЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА МОРСКОЙ ВОДЫ

По мере перехода от поверхностных вод к глубинным относительное содержание высокомолекулярного растворенного органического вещества (РОВ) уменьшается в среднем от 6 до 1%, а среднемолекулярного — увеличивается от 28 до 45%. В результате электронно-микроскопического изучения РОВ были обнаружены ультрамикроскопические шарообразные и пленочные образования размером 0,02—0,04 мкм и 0,16—0,57 мкм соответственно, устойчиво существующие в течение нескольких месяцев. В наиболее высокомолекулярных фракциях встречены микроорганизмы с полисахаридными капсулами длиной до 0,4 мкм, образующие комплексы с агрегированными РОВ.

Эффект разбавления и низкие концентрации растворенного органического вещества (РОВ) в океане (в среднем 1 мг C_{org} /л) затрудняют изучение его состава. В последние 10 лет для выделения и концентрирования РОВ из природных вод применялись методы жидкостной экстракции, соосаждения на гидроокисях металлов и гель-фильтрация. Но при использовании этих методов возможна денатурация высокополимерных соединений и неполное извлечение их из воды. Наиболее удобен для выделения и концентрирования РОВ непосредственно на борту судна метод ультрафильтрации с применением полупроницаемых мембран (диаметр пор от 0,2 до 10 нм), изготовленных из биологически инертного анизотропного полимера. Эти мембранные ультрафильтры пропускают растворитель и растворенное вещество низкого молекулярного веса, но удерживают вещества с большим молекулярным весом.

Нами были использованы ультрафильтры "Diaflo" с порами 0,5; 2; 10 нм, которые позволили разделить природное РОВ на фракции, соответствующие молекулярным весам и величинам пор мембранных ультрафильтров (Батурина и др., 1975а,б). Между размером пор фильтров и молекулярным весом проходящих через него соединений имеется пря-

$C_{орг}, \% (от общего)$



Распределение $C_{орг}$ по фракциям РОВ морской воды на отдельных станциях
 1 — ст. 1454, гл. 30 м; 2 — ст. 1456, гл. 45 м; 3 — ст. 1458, гл. 23 м; 4 — ст. 1465, гл. 9 м; 5 — ст. 1454, гл. 3000 м; 6 — ст. 1456, гл. 1000 м; а — слои максимальной продуктивности открытого океана; б — глубинные воды; в — низкопродуктивные воды апвеллинга

мая зависимость, проверенная нами по альбумину. Данный метод ультрафильтрации не изменяет ионного состава морской воды и не вызывает резких изменений структуры входящих в него соединений.

Исследования проводились на борту судна "Академик Курнатов" во время 17 рейса (январь—март 1974 г.) в восточной экваториальной части Тихого океана и у побережья Перу (район апвеллинга). Пробы отбирались стерильными батометрами с горизонтов максимальной продуктивности и с глубин 1000 и 3000 м.

Схема фильтрации образцов морской воды через мембранные ультрафильтры "Diaflo"

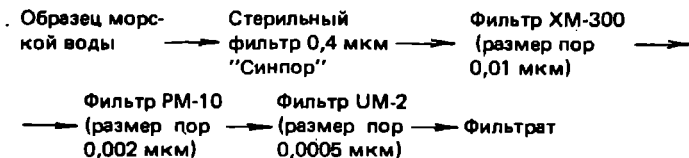


Таблица. Основные морфологические типы ультрамикроскопических форм РОВ
 а, б — круглые, в — нитчатые, фракции PM = 10, ст. 1456, гл. 45 м; г, д — пленчатые, фракции PM = 10, ст. 1458, гл. 23 м и ст. 1456, гл. 45 м соответственно; е — комплексы микроорганизмов с агрегированным органическим веществом, фракция XM = 300, ст. 1458, гл. 23 м; ж — исходная морская вода, ст. 1465, гл. 9 м; з — развитая полисахаридная капсула у бактерии, фракция XM = 300, ст. 1454, гл. 3000 м

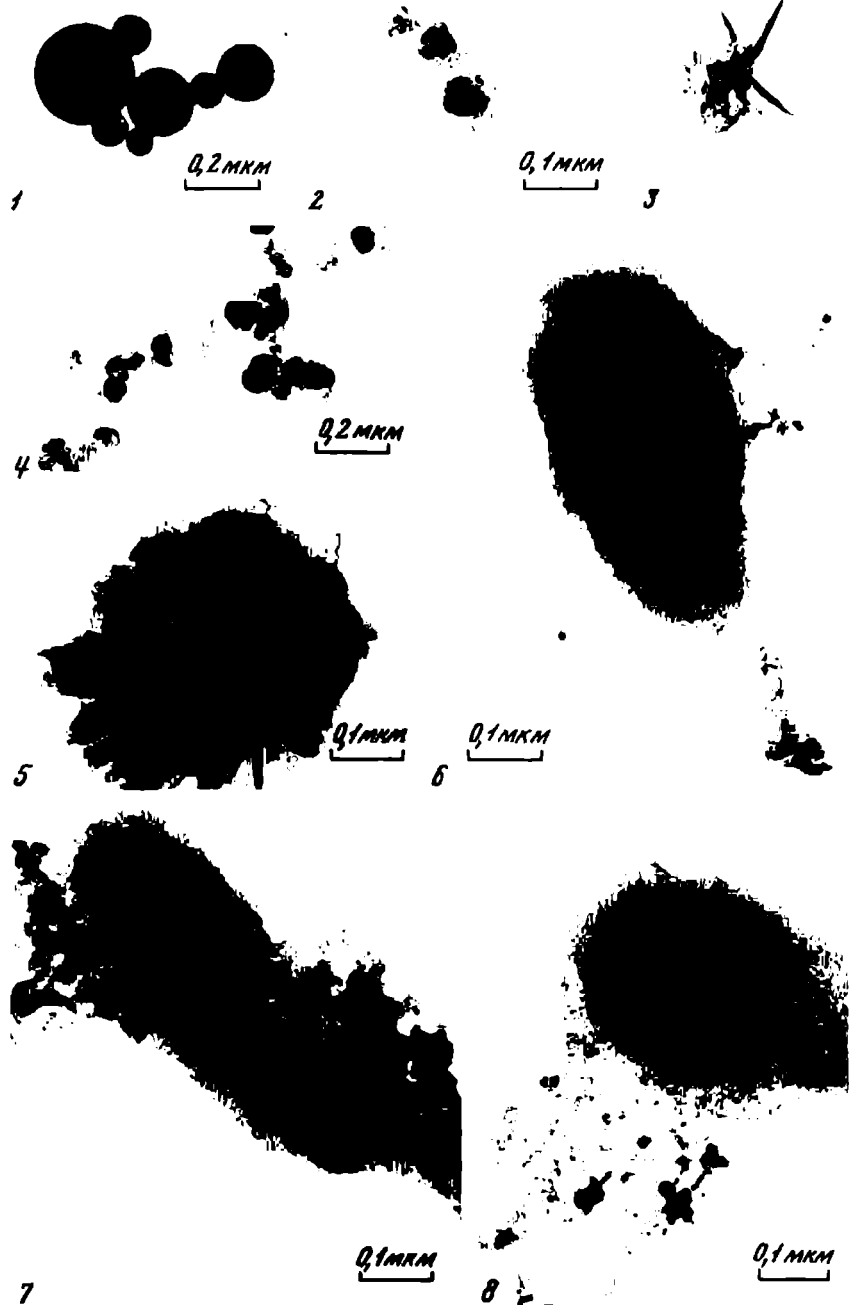


Таблица 1

Распределение растворенного $C_{орг}$ по отдельным фракциям морской воды

Станция	Координаты	Глубина, м	Проба и фильтр	Молекулярные веса удерживаемых веществ	Объем пропущенной пробы, л
1454	01°04' ю.ш. 97°00' з.д.	30	Исходная морская вода		1,33
			ХМ-300	300 000	1,33
			PM-10	10 000	1,21
			UM-2	1 000	1,09
			Фильтрат	<1 000	—
		3000	Исходная морская вода		4,20
			ХМ-300	300 000	4,20
			PM-10	10 000	4,05
			UM-2	1 000	3,85
			Фильтрат	<1 000	—
		45	Исходная морская вода		4,27
			ХМ-300	300 000	4,26
			PM-10	10 000	4,11
			UM-2	1 000	2,57
			Фильтрат	<1 000	—
1456	00°03' ю.ш. 122°05' з.д.	1000	Исходная морская вода		2,91
			ХМ-300	300 000	2,91
			PM-10	10 000	2,75
			UM-2	1 000	1,97
			Фильтрат	<1 000	—
1458	00°04' ю.ш. 139°02' з.д.	23	Исходная морская вода		3,73
			ХМ-300	300 000	3,72
			PM-10	10 000	3,23
			UM-2	1 000	2,91
			Фильтрат	<1 000	—
1465	07°28' ю.ш. 79°37' з.д.	9	Исходная морская вода		3,25
			ХМ-300	300 000	3,25
			PM-10	10 000	3,08
			UM-2	1 000	2,64
			UM-0,5*	500	1,58
			Фильтрат	<500	—

* Фильтр с диаметром пор не более 4×10^{-5} м удерживает вещества с молекулярным весом от 500 до 1000.

Объем полученного концентрата, л	Содержание Сорг в каждой пробе, мг С/л	Коэффициент концентрирования		Полное содержание углерода в каждой пробе, мг С	Относительное содержание Сорг, % от общего
		расчетный (по объему)	реальный (по Сорг)		
	1,08				
0,12	2,03	11,08	1,98	0,126	8,70
0,12	1,54	10,90	1,67	0,084	5,80
0,15	3,13	7,20	3,44	0,480	19,30
—	1,27			0,947	65,80
	1,03				
0,15	1,33	28,00	1,29	0,047	1,10
0,20	1,77	20,20	1,74	0,164	3,80
0,20	3,00	19,20	9,18	1,846	42,70
—	0,43—0,66			2,269	52,40
	0,93—1,13				
0,15	2,00	28,46	1,94	0,150	3,41
0,20	1,40	20,60	1,41	0,385	8,75
0,20	5,90	12,87	6,05	0,962	21,80
—	1,00			2,901	66,00
	1,00				
0,20	1,10	14,55	1,10	0,022	0,75
0,20	1,00	13,55	1,01	0,002	0,06
0,17	8,86	10,60	8,90	1,400	48,10
—	0,93			1,486	51,06
	0,82—1,20				
0,15	2,20	24,80	2,20	0,188	5,03
0,12	1,40	24,70	1,47	0,046	1,21
0,20	5,70	13,20	5,53	0,906	25,35
—	1,17—1,20			2,620	70,43
	2,20				
0,17	3,65	19,10	1,66	0,260	3,63
0,20	3,82	15,40	1,80	0,384	5,36
0,11	23,00	24,00	11,50	2,612	37,27
0,09	6,00	17,60	3,33	0,438	6,10
	1,13			3,427	48,0

Таблица 2.

Результаты измерений ультраформ органического вещества из морской воды и высокомолекулярных фракций РОВ

Станция	Глубина, м	Пробы и фильтр	Размер пор фильтров, 10^{-4} мкм	Шарообразные формы, мкм	Пленчатые формы, мкм	Нитчатые форм, мкм	
						составляющие единицы	общая длина
1454	30	Исходная морская вода	—	—	0,23	0,05—0,16	1,20—1,50
		ХМ-300*	100	—	—	0,04—0,07	1,00—1,40
	3000	РМ-30*	20	1,10—0,30	—	0,04	—
		Исходная морская вода	—	0,20—0,60	—	0,033	1,00—1,33
1456	100	ХМ-300	100	0,05	—	0,02—0,07	0,52—1,44
		РМ-10	20	0,40—0,14	0,16—0,20	0,02—0,08	0,14—1,20
	45	Исходная морская вода	—	—	—	0,02	0,42—1,60
		ХМ-300	100	—	—	0,16	0,52
1458	1000	РМ-10	20	0,05—0,43	0,11—0,43	0,04—0,08	0,50—2,00
		Исходная морская вода	—	—	—	0,023	0,83
	23	ХМ-300	100	—	—	—	—
		РМ-10	20	—	0,26—0,40	0,02	0,40—0,60
1465	9	Исходная морская вода	—	—	0,64	0,04—0,07	0,50—1,83
		ХМ-300	100	—	0,44—0,66	0,02—0,08	0,42—1,66
	20	РМ-10	20	0,02—0,07	0,20—0,57	0,06	0,4—0,5
		Исходная морская вода	—	—	—	0,08—0,14	1,10—1,80
1465	100	ХМ-300	100	0,09—0,18	0,26—0,46	0,01—0,04	0,5—3,7
		РМ-10	20	0,016—0,03	0,30—0,53	0,04—0,10	1,2—3,4

* Фракции, собранные над фильтрами.

Фильтрация проводилась согласно следующей схеме. Каждая проба была последовательно пропущена через ряд фильтров без потерь, и в каждой фракции определяли содержание $C_{орг}$ прямым методом мокрого сжигания с кулонометрическим окончанием по CO_2 на приборе С.В. Люцарева (Люцарев, 1968; Люцарев и др., 1975). Точность метода $\pm 0,1$ мг/ $C_{орг}$ /л (при концентрации 0,5–1 мг $C_{орг}$ /л). Фракции РОВ концентрировались по объему в 7–28 раз. Объем полученного концентрата РОВ составлял 100–200 мл. Коэффициенты концентрирования по $C_{орг}$ колебались от 1,01 до 11,50. Исходя из объема пропускаемой пробы и полученного концентрата РОВ рассчитывалось процентное и весовое содержание РОВ в различных фракциях от общего $C_{орг}$ (табл. 1). Таким образом был получен полный баланс распределения РОВ по молекулярным весам в общей пробе морской воды.

В зонах максимальной продуктивности высокомолекулярные РОВ (м.в. больше 300 000) составляют в среднем 6%, а в глубинных водах — менее 1% общего $C_{орг}$. Фракция среднемолекулярных РОВ (м.в. более 10 000) в зонах максимальной продуктивности составляет в среднем около 5%, а в глубинных водах — 2%, фракция низкомолекулярных РОВ (м.в. более 1000) — в среднем 29% в зонах максимальной продуктивности и 45% в глубинных водах (см. рис.).

Таким образом, по мере перехода от поверхностных вод к глубинным уменьшалось относительное содержание высокомолекулярных и среднемолекулярных РОВ (в среднем от 6 до 1%) и увеличивалось содержание низкомолекулярных (в среднем от 29 до 45%). Основная масса РОВ (более 50%) содержалась в низкомолекулярной форме (м.в. менее 1000) как в поверхностных, так и в глубинных водах.

Для изучения тонкодисперсной структуры РОВ и процессов агрегирования все полученные фракции морской воды были просмотрены в электронном микроскопе, а высокомолекулярные — в люминесцентном микроскопе с добавлением акридинового оранжевого. При исследовании в электронном микроскопе в высокомолекулярных и среднемолекулярных фракциях РОВ обнаружены (табл. 2) следующие структурные единицы (ультрамикроскопические образования): шарообразные формы диаметром 0,02–0,6 мкм (Мишустина и др., 1973); пленчатые формы диаметром 0,11–0,66 мкм; толщина пленки сопоставима с величиной разрешающей способности электронного микроскопа.

Шарообразные формы встречаются в следующих вариантах: единичные шары с гетерогенной и гомогенной структурой; агрегаты из двух-трех шаров с оболочкой и без оболочек; крупные агрегаты из многих шаров разного диаметра; ветвистые цепочки — нити длиной до 4–10 мкм.

Пленчатые формы встречаются как единичные, так и в виде спутанно-волоконистых агрегатов размером до нескольких микрон.

Шарообразные формы встречались во всех исследованных высокомолекулярных и среднемолекулярных фракциях РОВ эвфотического слоя и на глубинах. Цепочки-нити встречались преимущественно в эвфотическом слое. Пленчатые формы в основном приурочены к зоне максимальной продуктивности, а на глубине 1000 и 3000 м встречались только в среднемолекулярных фракциях (табл. 2).

Для исследования процессов сохранности концентратов РОВ их периодически просматривали в электронном микроскопе в течение шести-восьми месяцев их содержания в холодильнике. Установлено, что шарообразные структуры теряют четкость очертаний и дезагрегируют, а пленчатые формы увеличиваются в числе.

Природа обнаруженных структур выясняется. В исходной морской воде были встречены микроорганизмы с полисахаридными капсулами, образующие комплексы с агрегированным РОВ. Описанные ультраструктуры высокомолекулярных и средномолекулярных фракций РОВ рассматриваются нами как основа формирования более крупных детритных частиц, которые совместно с бактериальными клетками могут быть источником пищи планктонных организмов.

ЛИТЕРАТУРА

- Батурина М.В., Люцарев С.В., Романкевич Е.А.* Фракционирование органического вещества морской воды методом ультрафильтрации. — В кн.: Экосистемы пелагиали Тихого океана. Труды Ин-та океанологии АН СССР, 1975, вып. 102, с. 76–79
- Батурина М.В., Мишустина И.Е.* Электронно-вычислительное исследование фракций органического вещества морской воды. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1975, № 2, с. 281–288.
- Люцарев С.В.* Прибор и метод для определения органического углерода в морской воде. — В кн.: Методы рыбохозяйственных химико-океанографических исследований. М.: ОНТИ, ВНИРО, 1968, ч. 2, с. 13–34.
- Люцарев С.В., Миркина С.Д., Романкевич Е.А., Сметанкин А.Д.* Растворенный органический углерод и фосфор в водах восточной части экваториального района Тихого океана. — В кн.: Экосистемы пелагиали Тихого океана. Труды Ин-та океанологии АН СССР, 1975, вып. 102, с. 70–75.
- Мишустина И.Е., Смирнова Е.И.* Ультрамикроскопические формы в илах Баренцева моря. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1973, № 1, с. 138, 141.

M.V. Baturina, I.E. Mishustina, E.A. Romankevich

FRACTIONATION AND ELECTRON-MICROSCOPIC STUDY OF DISSOLVED ORGANIC MATTER OF SEA WATER

Summary

Fractions of dissolved organic matter in sea water of an equatorial region in the Pacific and the Peruvian Coast obtained by the method of ultrafiltration were examined under an electron microscope. Deep water as compared with surface water is relatively poor in high-molecular DOC with a molecular weight more than 300 000 (1% and 6%, accordingly) and rich in midmolecular DOC with a molecular weight from 1000 to 10 000 (45% and 28%, accordingly). More than 50% DOC is confined to low-molecular fractions with a molecular weight less than 1000

The high-molecular fractions with a molecular weight of more than 300 000 include microorganisms up to 0,4 mkm with polysaccharide capsules which are complexed with aggregated organic matter. Such populations of microorganisms with organic aggregates may serve as a food source for planktonic organisms.

ПОЛИВАЛЕНТНЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОДАХ И ВО ВЗВЕСИ БАССЕЙНА АТЛАНТИЧЕСКОГО ОКЕАНА

Анализ геохимических разрезов и карт распределения Fe, Al, Mn, Ti, Cu в водной толще показал, что наиболее высокие количества взвешенных форм (особенно Ti, Al) приурочены к приустьевым и прибрежным участкам бассейна, а также к зонам апвеллинга; наиболее низкие — к областям, удаленным от берегов. В некоторых случаях повышенные количества Mn и Fe появляются в центрах циклонических круговоротов. Обсуждается связь между количеством растворенных Fe, Mn, Cu и развитием фитопланктона.

Целью настоящего исследования — выяснение некоторых аспектов геохимии растворенных и взвешенных форм Fe, Mn, Ti, Al и Cu в водах Атлантики и ее морей с различным кислородным и сероводородным режимом, а также уточнение роли фитопланктона в извлечении этих элементов.

Растворенные формы Fe, Mn и Cu (400 проб) и взвешенные (более 1000 проб) изучались кинетическими и колориметрическими методами (Яцимирский и др., 1971; Емельянов и др., 1971; Емельянов, Власенко, 1972; Юрвичус и др., 1972), а также методом атомной абсорбции.

В Атлантическом океане имеются бассейны с нормальным (кислородным) и аномальным (сероводородным) газовым режимом. Сероводородное заражение глубинных вод Черного моря с глубин 150–200 м постоянно, заражение же придонных балтийских вод эпизодическое. По материалам, собранным В.Н. Иваненковым, З.Н. Матвеевой и А.М. Чернышевой во время 16-го рейса научно-исследовательского судна "Академик Курчатов", верхний (деятельный) слой вод Балтийского моря характеризуется высокой температурой, насыщенностью кислородом и повышенным pH (рис. 1), нижний (ниже скачка плотности) состоит главным образом из более соленых и обедненных кислородом североморских вод. Для него характерны пониженные t° и pH. Третий слой, лишенный O_2 и содержащий H_2S , периодически появляется у дна во впадинах. Воды Средиземного моря и Атлантического океана насыщены кислородом.

Влияние газового режима на характер распределения в толще вод прослежено на примере Ti, Al, Fe, Mn и Cu. Первые два элемента в морях и океане распределяются вне зависимости от газового режима. В поверхностном слое и в толще вод их распределение контролируется интенсивностью поступления терригенного (в основном речного) и вулканокластического материала, его составом и гидродинамическим режимом (Емельянов 1974; Емельянов, Пустельников, 1975; Емельянов и др., 1975; Емельянов, Шимкус, 1975). Максимальные количества Ti и Al тяготеют к периферийным (особенно к приустьевым) участкам морей и океана, минимальные — к открытым областям (рис. 2). Наиболее высокие количества взвешенного Ti были найдены в районах современного основного вулканизма (Исландия — Ян-Майен — Фарерские

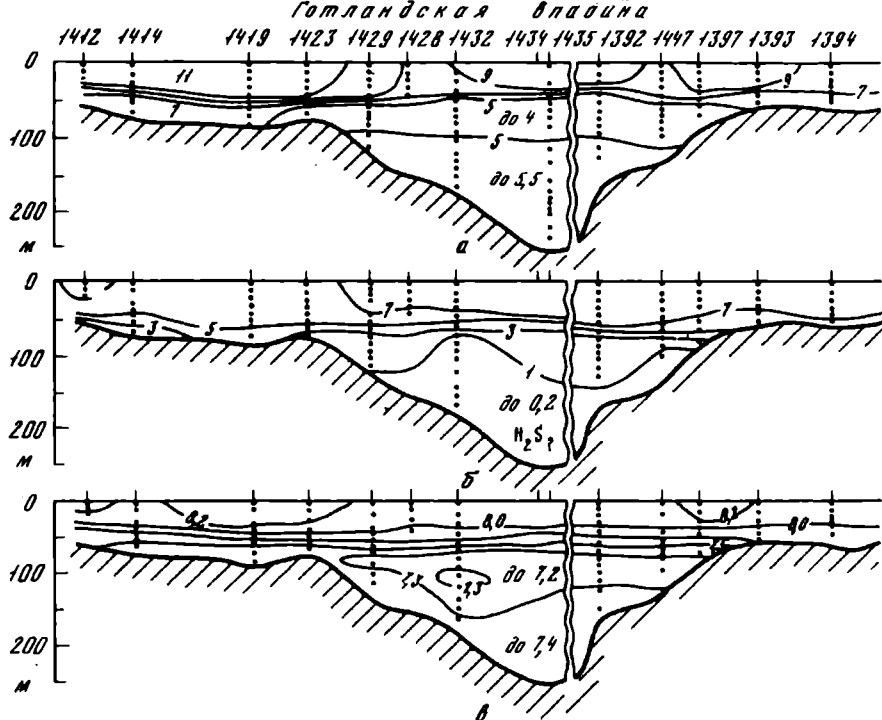


Рис. 1. Распределение $T^{\circ}\text{C}$ (а), кислорода, мг/л (б) и pH (в) в толще вод Балтийского моря на разрезе о. Борнхольм — о. Хиума

Точки здесь и далее в рисунках — места опробования

острова). Максимальные количества взвешенного Al обнаружены в прибрежных водах Черного моря, в водах Восточного Средиземноморья, куда интенсивно поступает золотой материал пустынь Африки, и в открытых областях океана, где взвесь представлена в основном органическим детритом, содержатся минимальные количества Ti и Al.

Распределение марганца в водах Черного моря целиком обуславливается окислительно-восстановительным потенциалом. Как известно (Мокиевская, 1961; Скопинцев, Попова, 1963), в сероводородной зоне этого водоема скапливаются громадные количества растворенного марганца — до 495 мкг/л. Однако взвешенного марганца в этой и в верхней, кислородной зонах очень мало. Лишь на границе исчезновения O_2 и появления H_2S количество взвешенной формы марганца повышается до 58 мкг/л (Spencer et al., 1972), что в 400–600 раз больше, чем в кислородной или сероводородной зонах. Механизм обогащения пограничного слоя (O_2 – H_2S) вод Черного моря взвешенным марганцем объяснен Спенсером (Spencer et al., 1972).

Во впадинах Балтийского моря в случае появлений у дна H_2 происходит аналогичный процесс. Если же во впадины вторгаются сравнительно богатые кислородом североморские воды, то почти весь растворенный

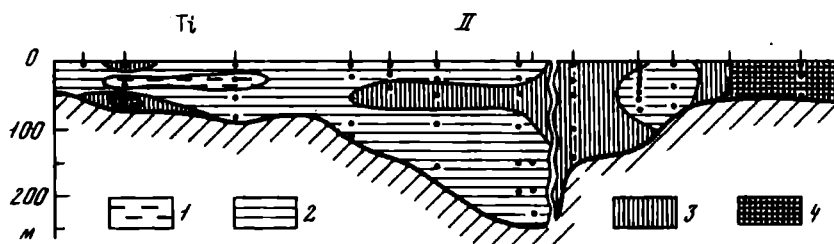
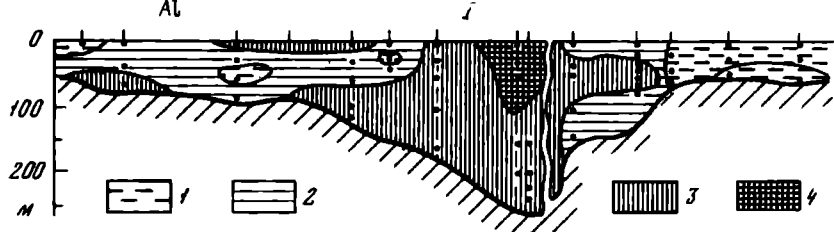


Рис. 2. Распределение взвешенных алюминия (I) и титана (II), мкг/л
I: 1 - < 5; 2 - 5-10; 3 - 10-20; 4 - > 20; II: 1 - < 1; 2 - 1-3; 3 - 3-5; 4 - > 5

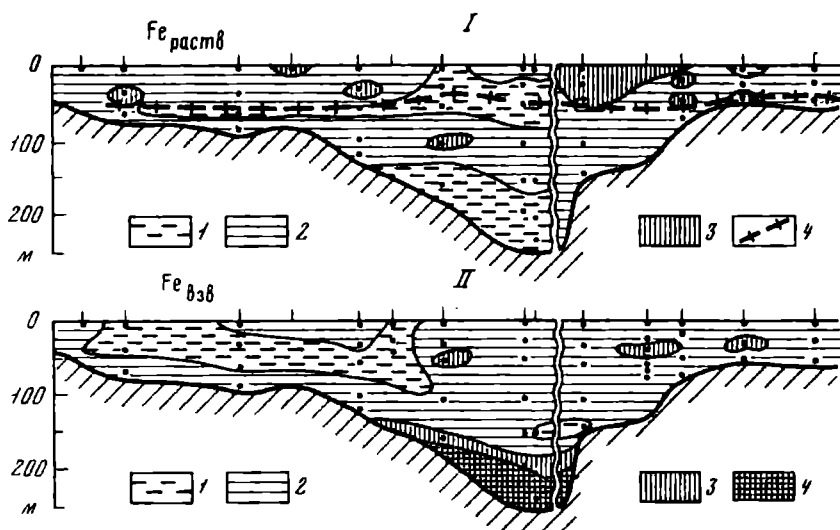


Рис. 3. Распределение растворенного реакционного (I) и взвешенного (II) железа, мкг/л
I: 1 - < 3; 2 - 3-5; 3 - > 5; 4 - положение слоя скачка $T^{\circ}\text{C}$. II: 1 - < 10; 2 - 10-30; 3 - 30-50; 4 - > 50

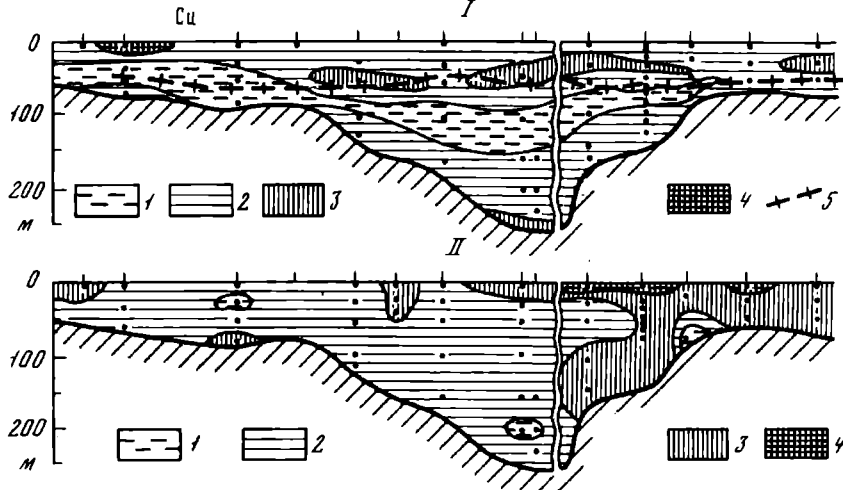


Рис. 4. Распределение растворенной (I) и взвешенной (II) меди, мкг/л
 I: 1 - $< 0,5$; 2 - $0,5-1,0$; 3 - $1,0-2,0$; 4 - $> 2,0$; 5 - положение слоя скачка $T^{\circ}C$. II: 1 - $< 0,5$; 2 - $0,5-1,0$; 3 - $1,0-2,0$; 4 - $> 2,0$

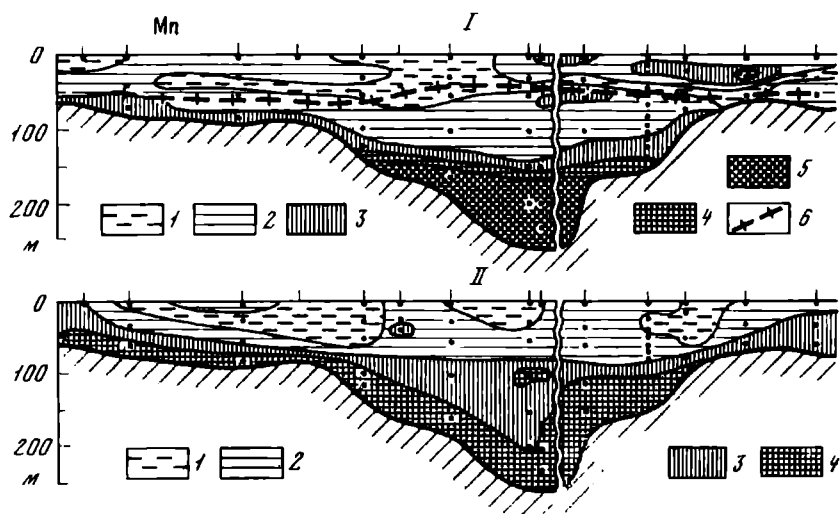


Рис. 5. Распределение растворенного (I) и взвешенного (II) марганца, мкг/л
 I: 1 - < 1 ; 2 - $1-5$; 3 - $3-10$; 4 - $10-100$; 5 - > 100 (до 1050 мкг/л); 6 - положение слоя скачка $T^{\circ}C$. II: 1 - $< 0,5$; 2 - $0,5-1,0$; 3 - $1,0-2,0$; 4 - $> 2,0$

марганец окисляется и выпадает в виде гелей. Жидкий слой таких гелей мощностью до 1–1,5 см может сохраняться некоторое время в неизменном состоянии (Блажчишин, Емельянов, 1976). Когда придонные воды близки к сероводородному заражению, количества растворенного (до 1050 мкг/л) и взвешенного (до 2,4 мкг/л) марганца увеличиваются.

Влияние газового режима на распределение растворенных и взвешенных форм Fe и Cu проявляется не в такой степени, как у Mn. Это можно видеть на примере вод Балтийского и Черного морей (Spencer et al., 1972). В придонных водах Балтики, обедненных кислородом, количество растворенного (реакционного)¹ Fe понижено до 1 мкг/л, а взвешенного — повышено до 77,5 мкг/л (см. рис. 3). Видимо, в условиях низкого Eh часть растворенного Fe переходит в гели.

Для распределения Fe, Cu (рис. 4) и в особенности Mn (рис. 5) в Средиземном море и Атлантическом океане характерны повышенные концентрации растворенных форм Mn, Fe (реакционного) и Cu в прибрежных (предустьевых) участках и в области апвеллинга, пониженные — в Саргассовом и Гренландском морях и экваториальной Атлантике (Емельянов, Власенко, 1972; Emtelapov, 1974). В толще вод концентрации этих элементов сравнительно постоянны. Некоторое увеличение концентраций элементов наблюдается лишь в промежуточных водах ниже скачка плотности на глубинах 200–1000 м. Наиболее высокие концентрации взвешенных Mn и Fe также приурочены к предустьевым участкам и апвеллингу. Лишь иногда повышенные количества тяготеют к открытым областям морей и океана, главным образом к центрам циклонических круговоротов.

Довольно часто наблюдается тенденция к увеличению концентрации Mn с глубиной, что обусловлено сорбцией элемента различными твердыми частицами и в первую очередь — гидроокислами Fe (см. рис. 5).

О роли фитопланктона в извлечении элементов из морской воды

Извлечение микроэлементов фитопланктоном ранее было показано экспериментально (Громов, Стародубцев, 1974).

На примере Балтийского моря понижение концентраций растворенных Fe, Mn и Cu в слое скачка плотности можно объяснить активным извлечением этих компонентов фитопланктоном и частично их сорбцией органическим детритом и терригенными частицами. Выяснено, что в составе взвешенного органического вещества (фитопланктон, органический детрит) в водах Балтийского моря находится от всей массы элемента во взвешенном состоянии, %: Ti — 27, Al — 34, Fe — 58, Mn — 56, Ni — 68, Co — 73, Cu — 81 (Емельянов, Пустельников, 1975). Захваченные микроэлементы (Fe, Ni, Mn, Co) переходят в воду на 17–20 день после отмирания фитопланктона, по мере разложения органического детрита. За этот период времени в платформенных морях органический детрит успевает

¹ Растворенное Fe, которое реагирует с пирокатехином фиолетовым (Емельянов, Власенко, 1972).

осест на дно, а в котловинных морях и океане — погрузиться на глубину 200—1000 м. В осадках захороняется лишь 1,4—1,6% от всей массы Al, Ti, Mn, Ni и Cu и 21,6% массы Fe, содержащихся в составе биогенного материала. Остальная часть при разложении биогенного материала вновь переходит в воду. В котловинных морях и в океане доля захороняющихся в составе органического вещества элементов еще меньше (Лисицын, 1964).

В результате в водах ниже скачка плотности (в океане до глубин 1000—1500 м) концентрация растворенных и коллоидных форм микроэлементов нередко возрастает. И при выходе этих промежуточных вод на поверхность океана концентрация растворенных форм элементов резко повышаются в области апвеллинга.

Все это говорит об активном взаимодействии воды и живого вещества планктона и о грандиозности масштабов биологического круговорота, в который вовлекаются различные по геохимической активности элементы, в том числе и такие, казалось бы, биохимически инертные, как элементы-гидролизаты.

ЛИТЕРАТУРА

- Блажчишин А.И., Емельянов Е.М. Основные черты геохимии Балтийского моря. — В кн.: Геохимические исследования и поиски на территории Белоруссии и Прибалтики. Минск: Наука и техника, 1976, с. 1—110.
- Громов В.В., Стародубцев Е.Г. Усвоение элементов группы железа фитопланктоном. — Океанология, 1974, т. 14, вып. 6, с. 1006—1011.
- Емельянов Е.М. Распределение элементов (Fe, Al, Ti, Mn, Ni, Co) во взвеси Балтийского моря. — В кн.: Вопросы четвертичной геологии Прибалтики. Рига: Зинатне, 1974, с. 81—99.
- Емельянов Е.М., Блажис И.К., Юрвичюс Р.Ю. и др. Определение микроколичеств элементов в морской воде и взвеси. Определение железа, кобальта и титана во взвеси. — Океанология, 1971, т. 11, вып. 6, с. 1116—1125.
- Емельянов Е.М., Власенко Н.Б. Концентрация растворенных форм Fe, Mn и Cu в морских, поровых водах бассейна Атлантического океана. — Геохимия, 1972, № 11, с. 1268—1277.
- Емельянов Е.М., Пустельников О.С. Количество взвешенных форм элементов (Сорг, SiO₂аморф, Fe, Al, Ti, Mn, Ni, Cu, Co) в водах Балтийского моря. — Геохимия, 1975, № 7, с. 1040—1063.
- Емельянов Е.М., Тримонис Э.С., Шимкус К.М. Железо, алюминий, титан и марганец во взвеси Черного моря. — Геохимия, 1975, № 10, с. 1499—1516.
- Емельянов Е.М., Шимкус К.М. Концентрация взвешенных форм Fe, Mn, Al и Ti в водах Средиземного моря. — Океанология, 1975, т. 15, вып. 4, с. 674—680.
- Лисицын А.П. Распределение и химический состав взвеси в водах Индийского океана. — В кн.: Океанологические исследования. М.: Наука, вып. 10, 1964, с. 136.
- Мокиевская В.В. Марганец в водах Черного моря. — Докл. АН СССР, 1961, т. 137, № 6, с. 1445—1447.
- Скспинцев Б.А., Попова Т.П. О накоплении в водах сероводородных бассейнов на примере Черного моря. — Труды Геол. ин-т АН СССР, 1963, вып. 97, с. 165—181.
- Юрвичюс Р.Ю., Пошките С.А., Валюкявичус Ч.А. Фотометрическое определение микроколичеств алюминия с пирокатехином фиолетовым в присутствии железа. — Науч. труды вузов. ЛитССР. Сер. Химия и химическая технология, 1972, вып. 14, с. 110—115.
- Яцимирский К.Б., Емельянов Е.М., Павлова В.К., Свищенко Я.С. Определение микроколичеств меди и марганца в малых навесках морской взвеси (на примере Балтийского моря и Атлантического океана). — Океанология, 1971, т. 2, вып. 4, с. 703—735.

Emeljanov E.M. Manganese in water, and sediments of Atlantic ocean. — *Acta Mineralogica — Petrographica*, Szeged, XXI/2, 1974, p. 310—311.
Spencer D.W., Brewer P.C., Sachs P.L. Aspect of the distribution and trace element composition of suspended matter in the Black Sea. — *Geochim. et cosmochim. acta*, 1972, vol. 36, N 1, p. 71—86.

E.M. Emeljanov

POLYVALENT METALS IN WATERS AND PARTICULATE MATTERS OF THE ATLANTIC OCEAN RESERVOIR

S u m m a r y

The analysis of geochemical sections and distribution maps of Fe, Al, Mn, Ti, Cu in water body has shown that the highest content of the particulate generations (especially of Ti, Al) are found in the near-mouth and coastal regions of the reservoir and in the upwelling zones; the lowest ones — in the offshore regions.

In some cases the higher contents of Mn and Fe occurred in the cyclonic eddies cores. The connection between dissolved contents of Fe, Mn, Cu and phytoplankton development was discussed.

И.М. ВАРЕНЦОВ, Н.В. ПРОНИНА

СССР

ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССОВ ПОГЛОЩЕНИЯ НИКЕЛЯ, КОБАЛЬТА И ДРУГИХ ПЕРЕХОДНЫХ МЕТАЛЛОВ ИЗ МОРСКОЙ ВОДЫ ГИДРООКИСЛАМИ ЖЕЛЕЗА И МАРГАНЦА

Приводятся результаты экспериментов по изучению поглощения металлоорганических комплексов никеля и кобальта из морской воды природными гидроокислами железа и марганца. Отмечается высокая селективность поглощения. Начальные стадии процесса носят ионообменный характер, а в более поздние стадии формируются прочносвязанные гидроокиси. Хемосорбция с автокаталитическим окислением рассматривается в качестве ведущей стороны процесса аккумуляции металлов, а новообразование фазы в последующих актах — как активные поглощатели.

Железо-марганцевые конкреции современных бассейнов формируются в широком диапазоне обстановок от сравнительно мелководных водоемов до абиссальных областей Мирового океана. Относительно высокие содержания в них марганца, железа и ряда переходных металлов позволяют отнести грандиозные скопления конкреций к высококачественному рудному сырью, эксплуатация которого развивается в последние годы.

Анализ данных по геологии, минералогии и геохимии железо-марганцевых конкреций позволяет считать, что эти конкреции образовались в результате взаимодействия компонентсодержащих растворов (преимущественно придонная морская вода) с активными поверхностями (Варенцов, 1972).

Изучение форм нахождения переходных металлов в водах бассейнов показывает, что они присутствуют главным образом в растворенной фор-

Таблица 1

Поглощение Ni, Co, Fe (лимоннокислые комплексы) из морской воды

Этап эксперимента	Навеска поглотителя, г	Время взаимодействия, ч	pH			Исходная концентрация, мкг/л		
			исходное	конечное	Δ pH	Ni	Co	Fe
1	0,1000	2	8,14	8,16	0,02	90	103	120
2	0,1005	4	8,14	8,07	0,07	90	103	120
3	0,1001	16	8,18	8,10	0,08	90	103	170
4	0,1004	24	8,18	8,14	0,04	90	103	170
5	0,1004	32	8,18	8,12	0,06	90	103	170
6	0,1000	72	8,18	7,89	0,29	90	103	170

Таблица 2

Получение окси-гидроокисных соединений Fe, Mn, Ni, Co (лимоннокислые ложки из искусственной гидроокиси железа)

Этап эксперимента	Исходные концентрации, мкг/л				Конечные концентрации, мкг/л				Поглощенное элемента,		
	Ni	Co	Fe	Mn	Ni	Co	Fe	Mn	Ni	Co	
1	2160	1920	1010	625	1040	812	80	35	1120	1108	
2	1920	1840	1860	704	816	955	832	354	1104	855	
3	1540	1400	1620	740	790	1010	796	264	750	390	
4	1260	1160	1460	820	983	935	674	600	277	225	
5	790	1060	1060	618	600	860	87	572	190	200	
6	1140	1100	1000	1180	555	630	111	555	585	470	
7	1140	1190	1000	650	758	920	0	610	382	270	

Примечание. Объем раствора 5 л, навеска поглотителя 0,300 г, время поглощения 72 ч. Содержание элементов в фазе поглотителя — $(Me_{\text{тв}} \text{ ф} =$

$\frac{Me}{0,3 + (Ni + Co + Fe + Mn)} \cdot 100\%$; Me — количество поглощенного металла — Ni, Co, Fe,

ме. В.И. Вернадский (1960) указывал, что в воде Мирового океана тяжелые металлы присутствуют преимущественно в форме органических комплексов, которые являются метаболитами планктона. Позднее прямыми наблюдениями и модельными экспериментами (Pilai et al., 1971) это положение было подтверждено.

В предыдущих работах (Пронина, Варенцов, 1973; Пронина, Варенцов и др., 1973; Varentsov, Pronina, 1973) были показаны основные особенности динамики процесса поглощения никеля и кобальта из морской воды природными гидроокислами железа и марганца.

Конечная концентрация, мкг/л			Количество поглощенного элемента, мкг			Степень извлечения, %		
Ni	Co	Fe	Ni	Co	Fe	Ni	Co	Fe
73,3	83,8	95	16,7	19,2	25	15,23	19,76	20,83
55,0	77,5	65	35,0	25,5	55	38,88	24,75	45,83
70,0	67,5	104	20,0	35,5	66	22,22	34,48	38,82
52,5	55,0	82	37,5	48,0	88	41,66	46,55	51,76
42,0	45,0	85	48,0	58,0	85	53,33	56,31	50,00
42,0	45,0	58	48,0	58,0	112	53,33	56,31	65,88

комплексы; в статических условиях из раствора искусственной морской воды на под-

количество мкг/л		Суммарное количество поглощенного элемента, мкг				Поглощение, %			
Fe	Mn	Ni	Co	Fe	Mn	Ni	Co	Fe	Mn
930	590	5600	5540	4650	2950	56,59	57,68	92,05	94,44
1028	350	1120	9965	9790	4700	62,18	48,09	55,26	49,71
824	476	14870	11975	13910	7080	47,40	27,85	50,89	64,32
786	220	16255	13100	17840	8180	22,02	19,40	53,83	26,83
973	46	17205	14100	22705	8410	24,05	18,80	91,89	7,44
889	625	20130	16450	27150	11535	46,50	42,72	88,90	52,96
1000	40	22040	17800	32150	11735	33,55	22,66	100,0	6,15

Mn — в мкг. Содержание поглощенных металлов в твердой фазе, %: Ni = 19,46, Co = 15,65, Fe = 28,13, Mn = 10,31.

Следует подчеркнуть, что особое внимание в этих экспериментах уделялось биогенным формам никеля и кобальта как продуктам экзометаболической трансформации этих элементов планктонной водорослью *Platomonas* sp. Однако в дальнейшем биогенные формы металлов были заменены цитратными комплексами, которые характеризуются близкими константами.

Цель нашего сообщения — изложить результаты изучения процесса поглощения никеля, кобальта, марганца и железа в морской воде искусственными гидроокислами марганца и железа. Особое внимание нами уде-

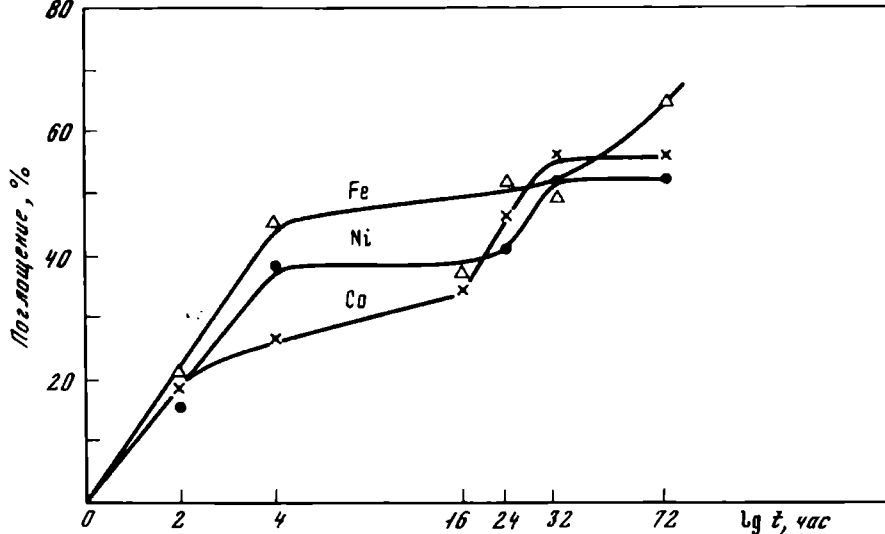


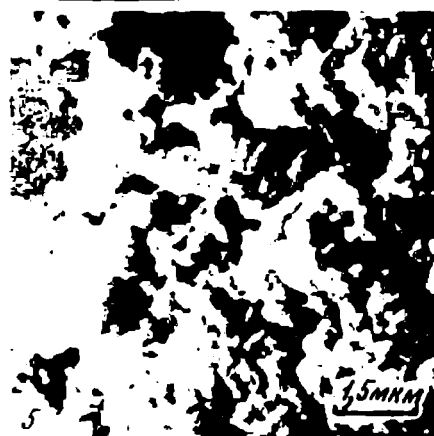
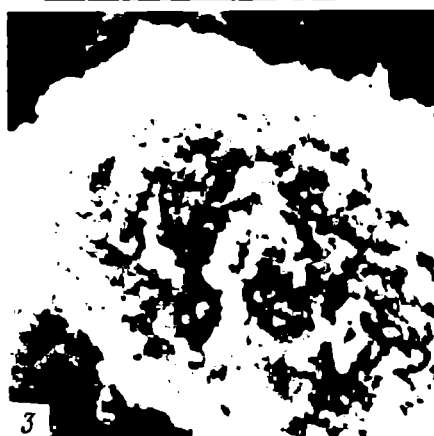
Рис. 1. Динамика поглощения никеля, кобальта и железа

лено получению продуктов изучаемого процесса в количествах, достаточных для идентификации современными физическими и химическими методами. Для идентификации исходных и конечных продуктов, помимо химических методов, использовался рентгено-структурный анализ (порошковая камера 57,3 мм, Сг-антикатод, V-фильтр (Г.В. Соколова), мессбауэровская γ -спектроскопия (Т.С. Гендлер, Т.К. Уразаева), ДТА и др.

Структура исходных и новообразованных фаз изучалась Н.Д. Серебrenниковой при помощи сканирующего электронного микроскопа (MSM-2, Япония) и электронного микроскопа с высоким разрешением (Jeol, Япония). В качестве исходных синтетических гидроокисных фаз использовали $\gamma\text{FeO}\cdot\text{OH}$ и $\text{Mn}_3\text{O}_4\cdot n\text{H}_2\text{O}$ — гидрогаусманит. Краткие сведения об условиях проведения экспериментов приводятся в табл. 1, 2.

Была проведена серия экспериментов по синтезу соединений никеля, кобальта, марганца и железа в результате высокоселективной хемосорбции с автокаталитическим окислением этих металлов на поверхности, возможно частично, в структуре гидроокислов железа ($\gamma\text{FeO}\cdot\text{OH}$) и марганца (гидрогаусманит, $\text{Mn}_3\text{O}_4\cdot n\text{H}_2\text{O}$). Для иллюстрации приводятся данные по поглощению Ni, Co, Fe (см. табл. 1, рис. 1) и Ni, Co, Fe, Mn (рис. 2) синтетической $\gamma\text{FeO}\cdot\text{OH}$. В табл. 2 иллюстрируется получение шпинелевидных соединений Fe, Ni, Mn, Co на искусственной гидроокиси железа.

Таблица 1. Препараты исходной синтетической гидроокиси марганца (гидрогаусманита); снимки выполнены с возрастающим увеличением; характерна развитая микроглобулярная структура поверхности





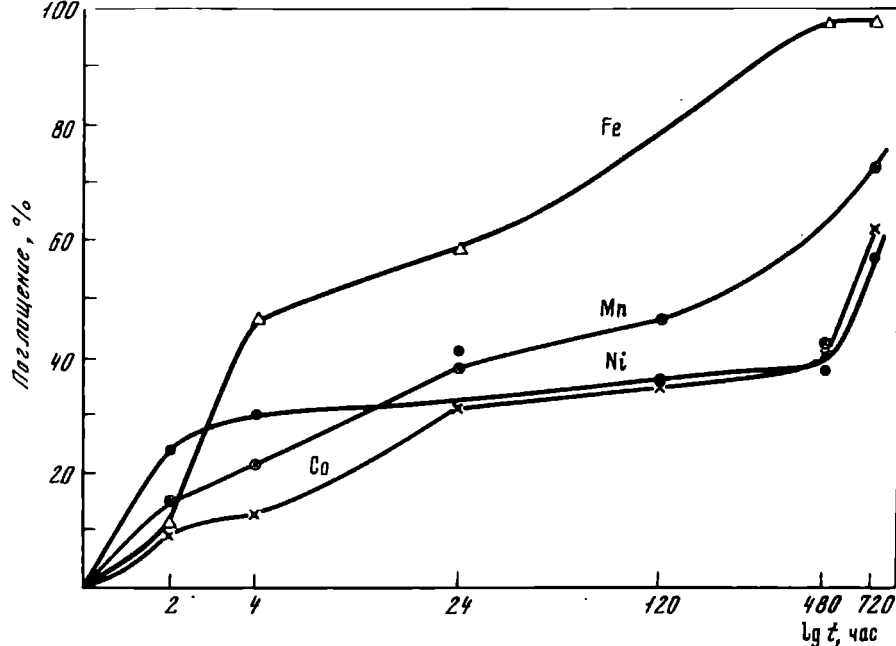


Рис. 2. Динамика поглощения никеля, кобальта, марганца и железа

Несмотря на высокие концентрации металлов в синтезируемой фазе (более 75%), в ходе экспериментов тенденции к достижению равновесия не наблюдалось.

Характер кривых динамики поглощения указывает на то, что и при дальнейшем взаимодействии новообразованные фазы проявляются как активные поглотители. При характерных для природной морской воды значениях pH и Eh концентрациях растворенного O_2 автокаталистический окислительный синтез гидроокисных соединений переходных металлов может продолжаться в течение геологически длительного времени.

Сравнительный рентгено-структурный анализ исходных и конечных фаз, данные мессбауэровской γ -спектроскопии показывают, что в результате образовалась смесь нзутита (γMnO_2), рамсделита (γMnO_2), MnO_2 , бернессита (δMnO_2), $FeO \cdot OH$ и шпинельных фаз: $CoMn_2O_4$; $NiMn_2O_4$; $CoFe_2O_4$; $MgCo_2O_4$; $NiO \cdot OH$. Следует подчеркнуть, что на существование подобных соединений в природных объектах, в частности в океанских железо-марганцевых конкрециях, косвенно указывалось и ранее (Goodell et al., 1971). Однако иной характер взаимодействующих растворов

Таблица II. Новообразованная фаза гидроокислов Mn, Fe, Ni, Co; снимки выполнены с последовательно возрастающим увеличением; виден ступенчатый и слоистый характер нарастания гидроокисных соединений

и загрязнения примесями не позволяли достоверно идентифицировать подобные соединения.

О структурных особенностях исходных и новообразованных фаз можно судить на основании микрофотографий, сделанных под сканирующим электронным микроскопом.

Так, при использовании в качестве поглотителя искусственных гидроокислов марганца (гидрогаусманита, $Mn_3O_4 \cdot nH_2O$) структурные различия исходных и новообразованных фаз проявляются достаточно четко. Исходные соединения характеризуются развитой микроглобулярной поверхностью (табл. I). Образовавшиеся на поверхности подложки фазы (табл. II) отличаются выраженной микрослоистостью, имеют ступенчатую форму, типичную для эпитаксических нарастаний, что свидетельствует о последовательной аккумуляции. Подобные образования были обнаружены и при изучении железо-марганцевых конкреций (Margolis, Glasby, 1973; Fewkes, 1973).

Приведенные данные о синтезе гидроокисных соединений Ni, Co, Mn, Fe на поглотителях, представленных гидроокислами марганца и железа, дополнительно подтверждают, что в основе природных процессов формирования железо-марганцевых руд в современных бассейнах лежит высокоселективное хемосорбционное с автокаталитическим окислением взаимодействие активных поверхностей с растворенными формами переходных металлов.

ЛИТЕРАТУРА

- Варенцов И.М. О главных аспектах формирования железо-марганцевых руд в современных бассейнах. — В кн.: Минеральные месторождения. Международный геол. конгр. XXIV сессия, "Доклады советских геологов". М.: Наука, 1972, с. 158—171.
- Веряцкий В.И. Океанография и геохимия. — Избр., соч., т. 5. М.: Изд-во АН СССР, 1960, с. 271—288.
- Пронина Н.В., Варенцов И.М. О специфике поглощения никеля и кобальта из морской воды природными гидроокислами железа и марганца. — Докл. АН СССР, 1973, т. 210, № 4, с. 944—947.
- Пронина Н.В., Варенцов И.М., Спекторова Л.В. и др. Изучение поглощения никеля и кобальта (биогенные формы) из морской воды природными гидроокислами железа, марганца. — Геохимия, 1973, № 6, с. 876—886.
- Fewkes K.H. External and internal features of marine manganese nodules as seen with SEM and their implications in nodule origin. — In: The origin and distribution of manganese nodules in the Pacific and prospects for exploration. Honolulu: Hawaii Inst. Geophys., 1973, p. 21—29.
- Goodell H.G., Meylan M.A., Grant B. Ferromanganese deposits of the South Pacific Ocean, Drake Passage and Scotia sea. — In: Antarctic oceanology. Washington, D.C.: Amer. Geophys. Union. Nat. Sci. — Nat. Res. Council, 1971, vol. 1, p. 27—92.
- Margolis S.W., Glasby G.P. Microlaminations in marine manganese nodules as revealed by scanning electron microscopy. — Geol. Soc. Amer. Bull., 1973, vol. 84, N 11, p. 3601—3610.
- Pitai T.N.V., Desai M.V.M., Mathew E. et al. Organic materials in the marine environment and the associated metallic elements. — Curr. Sci. (India), 1971, vol. 40, N 4, p. 75—81.
- Varentsov I.M., Pronina N.V. On the study of mechanisms manganese ore formation in Recent basins: the experimental data on nickel and cobalt. — Miner. deposits, 1973, vol. 8, N 2, p. 161—178.

ON THE STUDY OF THE SORPTION PROCESSES OF NICKEL, COBALT AND OTHER TRANSITIONAL METALS FROM SEA WATER BY HYDROXIDES OF MANGANESE AND IRON

S u m m a r y

In the paper the experimental data illustrating the essential features of sorption dynamics of nickel, cobalt, manganese and iron by natural and synthetic hydroxides of iron and manganese are presented. Special attention was paid in the experiments to biogenic forms of nickel and cobalt, as the exometabolite products of planktonic culture *Platimonas* sp.

In subsequent runs citrate complexes were used which were characterized by similar constants. The initial and the final phases of sorbents were identified by chemical methods, X-ray structural analysis and by Mössbauer spectroscopy. Surficial structures of initial and newly-formed phases were examined by scanning electron microscope.

These experiments showed that as a result of interaction of hydroxides of iron (mainly $\text{FeO} \cdot \text{OH}$) and manganese (manganese dioxide, and mainly hydrohausmanite) with component-bearing solution (seawater) oxide-hydroxide compounds were formed of the metals taken up. It was found that this process is of a complex, multi-stage nature.

The data of X-ray analysis and Mössbauer spectroscopy enable us to identify the following newly formed phases: nsutite ($\gamma\text{-MnO}_2$); ramsdellite ($\gamma\text{-MnO}_2$); MnO_2 ; birnessite (δMnO_2); FeOOH , and spinel compounds: CoMn_2O_4 ; NiMn_2O_4 ; MgCo_2O_4 ; $\text{NiO} \cdot \text{OH}$.

The investigation with scanning electron microscope revealed: the initial phases are the botryoidal or microglobular structure; whereas newly formed phases are characterized by microlayered and step-like forms of epitaxial overgrowths.

The results obtained are consistent with the conclusion that the main role of the processes of formation of ferromanganese ore in Recent basins is highly selective chemosorption with autocatalytic oxidation interaction of active surface with accumulated transitional metals in solutions.

Т.Р. ФОЛСОМ, В.Ф. ХОДЖ

США

О ПЕРЕНОСЕ ВЕЩЕСТВА К МОРСКИМ ОРГАНИЗМАМ ЧЕРЕЗ ВОДНЫЕ ПОГРАНИЧНЫЕ СЛОИ

Методами альфа-счета измерялись скорости осаждения небольших количеств полония и плутония из морской воды на поверхности водорослей и бумаги (коэффициенты диффузии вычислялись на основе гидродинамики). Предполагается, что мицеллоноситель, присущий обоим элементам, диффундирующим со скоростью примерно 3×10^{-7} см²/с, контролирует перенос в нормальной морской воде.

На протяжении последнего года мы изучали скорости осаждения Pu и Po на определенных твердых поверхностях в морской воде. В результате исследований, проведенных нами в 1975 г., стало очевидным, что Pu и Po собираются в основном на очень тонких внешних слоях (Folsom et al., 1975; Wong et al., 1975), и диффузия через водный пограничный слой — главный фактор, регулирующий осаждение не только этих, но и других элементов: Pu, Po, Am и Bi осаждаются приблизительно с той же скоростью для данной концентрации в окружающей среде и, наконец, что эта скорость соответствует молекулярной диффузии мицеллы, эквивалентный диаметр которой составляет, по-видимому, 5/1000 мн.

Эти данные стали возможными благодаря чрезвычайной чувствительности современного альфа-спектрометра в условиях незагрязненного фона. Теперь возможно проследить осаждение природного ²¹⁰Po на большой группе поверхностей в океане, даже если типичные концентрации этого изотопа в воде составляют около 20 атомов/мл, а скорости осаждения — 35 атомов/см² в день.

При длительном исследовании возможно лучше понять поведение трансурановых элементов в морской воде и найти пути определения толщины пограничных слоев, которые окружают живые морские растения и могут задерживать (или ограничивать) дыхание этих растений и перенос метаболитов.

Установлено, что молодые листья гигантских бурых водорослей, собранные в прибрежных водах, на протяжении 10—100 дней накапливали ²³⁹Pu и ²¹⁰Po в количествах, грубом приближении соответствующих их возрасту, районам и относительным концентрациям в окружаю-

шей среде этих химических непохожих элементов (Hodge et al., 1974). Измерения, проведенные при крайне низких концентрациях (около 2×10^{-4} пкюри/л ^{239}Pu и 3×10^{-2} пкюри/л ^{210}Po), в полевых условиях воспроизводились в экспериментах с живыми и мертвыми листьями водорослей и многими другими материалами в баках с морской водой (от 0,1 до 200 л), содержащей следы нуклидов Po, Pu, Am и Bi (10^{-2} — 500 пкюри/л).

В большинстве случаев скорость движения морской воды в этих баках и подводных желобах контролировалась, а классические геометрические конфигурации выбирались так, чтобы толщину водных пограничных слоев можно было определить в соответствии с гидродинамической теорией ламинарного потока, как это сделано Левичем (Levich, 1962), например, для случаев плоской глассирующей поверхности и вращающегося диска.

Коэффициенты диффузии вычислены по измеренным скоростям и концентрациям. При этом мы предполагали, что пограничный слой ограничивает перенос, все химические виды достигают поверхности, становятся "прикрепленными" и позже уже не "теряются".

Важны следующие наблюдения. Несколько непохожих элементов осаждались из морской воды (которая "старела" и со временем имела почти нормальную pH) приблизительно с одинаковой скоростью для данных гидродинамических условий, материала поверхности и окружающей концентрации.

Этот обычный ряд скоростей соответствует коэффициентам диффузии ($3 \pm 2 \times 10^{-7}$ см²/с), предполагаемых для коллоидных мицелл, а не для слегка гидратированных ионов. Разнообразные материалы в данных гидродинамических условиях и концентрации в окружающей среде собирают поверхность Po почти с одинаковой скоростью на единицу площади.

Не встречено материалов, поверхностные реакции которых хотя бы частично контролировали скорость переноса. Однако найдено несколько материалов, которые по крайней мере вначале этого процесса имели некоторую "привлекательность" для альфа-излучающих элементов в обычной морской воде — стекло, полиэтилен, полуглерод и два производных коммерческой целлюлозы: мембраны Вискина и нитроцеллюлозные мембраны Сарториса. Полиэтиленовые контейнеры сорбируют Po и Pu из морской воды через несколько часов в лабораторных условиях и через несколько дней экспозиции в прибрежной морской воде; стеклянные пластины сорбируют ^{210}Po прямо пропорционально времени и со скоростями, близкими к наблюдаемым для гигантских водорослей (Folsom, Hodge, 1975). По-видимому, почти любая нейтральная поверхность в морской воде в конечном счете может "обрасти" материалом, который быстро адсорбирует тяжелые металлы.

Наиболее важными являются данные о большой группе материалов гидрофильной природы, которые, по-видимому, собирают Po и Pu из морской воды (при нормальном pH) так быстро, что только водные пограничные слои ограничивают перенос. Для достижения скоростей, обычных в океане и в лаборатории, толщина пограничных слоев должна

быть порядка 0,1 мм. Очевидно, они контролируют перенос, так как изменяющаяся скорость движения воды влияет на скорость осаждения. Величина переносимого потока должна изменяться как квадратный корень скорости для нетурбулентных условий (Levich, 1962). Эта группа материалов включает живые и отмершие талломы бурых водорослей, различную целлюлозную бумагу, а также бумагу, покрытую альгинатом и желатиновым гелем или яичным альбумином. Он включает желатиновые покрытия фотонегативов, а также анодированные алюминиевые поверхности.

Кроме того, мы установили, что Po осаждается из морской воды при pH, близком к 7, на металлосеребряных и никелевых поверхностях. По-видимому, в различных случаях осаждения элементов преобладают сходные поверхностные заряды. Обычный ряд скоростей переноса определенно наводит на мысль, что в морской воде существует общий класс коллоидных мицелл, притягивающих очень тяжелые металлы. Это подтверждается сообщениями, что целлюлоза и желатин (Gortner, 1950) отрицательно заряжены при нормальном pH морской воды. Другие сообщения (Wallis et al., 1972) показывают, что электролиты морской воды, особенно Mg^{++} , могут "заставлять" положительно заряженные коллоидные частицы энергично адсорбироваться на гидрофильных материалах, подобных целлюлозе, при pH морской воды. Это явление используется для концентрирования вирусов (Wallis et al., 1972).

Органический детрит морской воды должен включать достаточное количество коллоидных мицелл. Очевидно, размеры большинства из них колеблются в пределах, выведенных из определений диффузии, на основании переноса Po и Pu поперек водных пограничных слоев. Большие коллоидные мицеллы, возможно, могут влиять на захват широко распространенных атомов Po и Pu , а последние могут потом диффундировать с характерными для них скоростями к отрицательным поверхностям, на которых тяжелые металлы в конце концов могут задерживаться многочисленными адсорбирующими участками.

Интересно отметить, что все это применимо только к природной морской воде. Если добавить столько HCl, чтобы довести pH до 0,3, то осаждение на серебре происходит значительно быстрее. Если при природном pH коэффициент диффузии пограничного слоя составляет около 3×10^{-7} см²/сек, в кислых условиях осаждение из морской воды проявляет большую скорость диффузии (около 5×10^{-6}), что характерно для растворенных молекул сахара в воде.

Для плоской глассирующей поверхности показано, что различные химические элементы достигают ее со сходными скоростями. Несколько различных адсорбирующих материалов оказались одинаково эффективными. Пограничный слой контролирует скорость переноса, как и предсказано гидродинамикой. Наблюдаемые скорости соответствуют коэффициентам диффузии коллоидных мицелл.

При предварительных измерениях размер мицелл мог быть определен только приближенно. Теория показывает, что D изменяется как кубический корень молекулярного объема (Gortner, 1950; Sutherland, 1905).

Мы обсудили только некоторые физические свойства Po и Pu и коллоидных материалов. Химически Po действительно отличается от Pu, коэффициент концентрации Pu редко достигает 200 во внутренних органах, в то время как ^{210}Po — больше 2 млн п Ки/л в одной только ткани кишечника океанического тунца.

ЛИТЕРАТУРА

- Folsom T.R., Hodge V.F., Gurney M.E.* — Mar. Sci. Communs, 1975, vol. 1, N 1, p. 39—49.
Folsom T.R., Hodge V.F. — Mar. Sci. Communs, 1975, vol. 1, N 3.
Gortner R.A. Outlines of biochemistry (third ed.). N.Y.: John Wiley and Sons, 1950, p. 215, 221.
Hodge V.F., Hoffman F.L., Folsom T.R. — Health Phys., 1974, vol. 27, p. 29—35.
Levich V.G. Physicochemical hydrodynamics. N.J.: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1962, p. 69, 76, 85.
Sutherland W. — Phil. Mag., 1905, vol. 9, p. 781.
Wallis C.W., Henderson M., Melnich J.L. — Appl. Microbiol., 1972, p. 476—480.
Wong K.M., Hodge V.F., Folsom T.R. — Nature, 1972, N 237, p. 460—462.

T.R. Folsom, V.F. Hodge

EXPERIMENTS CONCERNING TRANSPORT OF MATTER TO MARINE ORGANISMS ACROSS AQUEOUS BOUNDARY LAYERS

Summary

By alpha counting methods, rates of small traces of polonium and plutonium deposited out of sea water upon algal and paper surfaces were measured and diffusivities were computed from hydrodynamics. Data suggests a micelle carrier common to both elements diffusing about $3 \times 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{sec}$ controlling transport in normal sea water.

М. ШИМИЗУ

Япония

УСЛОВИЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПАРАМЕТРОВ КИНЕТИКИ РАДИОНУКЛИДОВ В ВОДНЫХ ОРГАНИЗМАХ

В докладе обсуждается необходимая продолжительность экспериментов с мечеными атомами для получения надежных значений коэффициентов накопления и биологических периодов полураспада — важных параметров для описания кинетики радионуклидов в водных организмах. Показано, что при 5%-ной вариации получаемых данных продолжительность эксперимента должна быть не менее 200 дней, а при увеличении вариативности — 2—3 периода полураспада по меньшей мере.

Для того чтобы описать поведение радионуклидов в водной среде, необходимы различные показатели — переходные коэффициенты. Среди них весьма важны коэффициент накопления и биологический период полураспада (или скорость оборота), когда рассматриваются поглощение, накопление и выведение радионуклидов водными организ-

мами. Среди методов определения этих параметров эксперимент с мечеными атомами — один из наиболее часто используемых. Методология радиоэкологических экспериментов обсуждалась на совещании, организованном МАГАТЭ. Результаты обсуждений были опубликованы в виде технического отчета (IAEA) в 1975 г.; однако продолжительность экспериментов в нем детально не рассматривалась. Относительно этого вопроса Бернхард высказывался в своем проблемном докладе (Bernhard et al., 1975).

Иногда длительный биологический период полубмена определяется в довольно краткосрочном эксперименте, а достоверность полученного значения не исследуется. В настоящей работе нами делается попытка путем математического моделирования на ЭВМ установить необходимую продолжительность эксперимента с мечеными атомами для того, чтобы определить коэффициенты накопления и скорость обмена, учитывая экспериментальную ошибку (индивидуальная вариация).

Кинетика радионуклидов в водном организме обычно описывается экспоненциальными уравнениями, основанными на камерной модели (Hiyama, Shimizu, 1969), взятой за основу и в нашем исследовании.

Концентрация радионуклида в организме Q_t во время t описывается уравнением

$$Q_t = Q_e (1 - e^{-\beta t}),$$

где Q_e — концентрация радиоизотопа в организме в состоянии равновесия, β — скорость оборота, которая записывается как $0,693/T_B$ с использованием биологического периода полубмена.

Если предположить, что концентрация радиоизотопа в окружающей воде постоянна, то Q_t и Q_e могут рассматриваться как коэффициенты накопления.

Предполагается, что коэффициент накопления и биологический период полубмена модели соответственно равны 1000 и 100 дням. Скорость оборота равна $0,00693 \text{ дней}^{-1}$ ($0,693/100 \text{ дней}$).

Основываясь на уравнении $Q_t = Q_e (1 - e^{-\beta t})$, Q_t вычисляется для любого данного t . Чтобы получить Q'_t , к этому вычисленному значению добавляется случайная вариация. Было применено 11 ступеней вариации (1–50).

Продолжительность эксперимента изменяли: было выбрано 6 ступеней, а именно 50, 100, 200, 300 и 600 дней, которые составляют 1/2, 1, 2, 3, 4 и 6 длин биологического периода полубмена. Для каждой продолжительности получили Q'_t для 24 временных точек. Уравнение $Q_t - Q_e (1 - e^{-\beta t})$ методом наименьших квадратов соразмерялось с полученными таким способом временными рядами Q'_t , чтобы определить параметры Q'_0 и β . При нахождении соизмеримости этого уравнения необходимы первые приближенные значения Q'_0 и β' , и здесь использовались первоначально допущенные значения 1,000–0,00693. Обычно для получения результатов требуется 3–5-ти разовое повторение, но в некоторых случаях и 10-ти разовые повторные вычисления не дают приближенных значений, если вариация большая или продол-

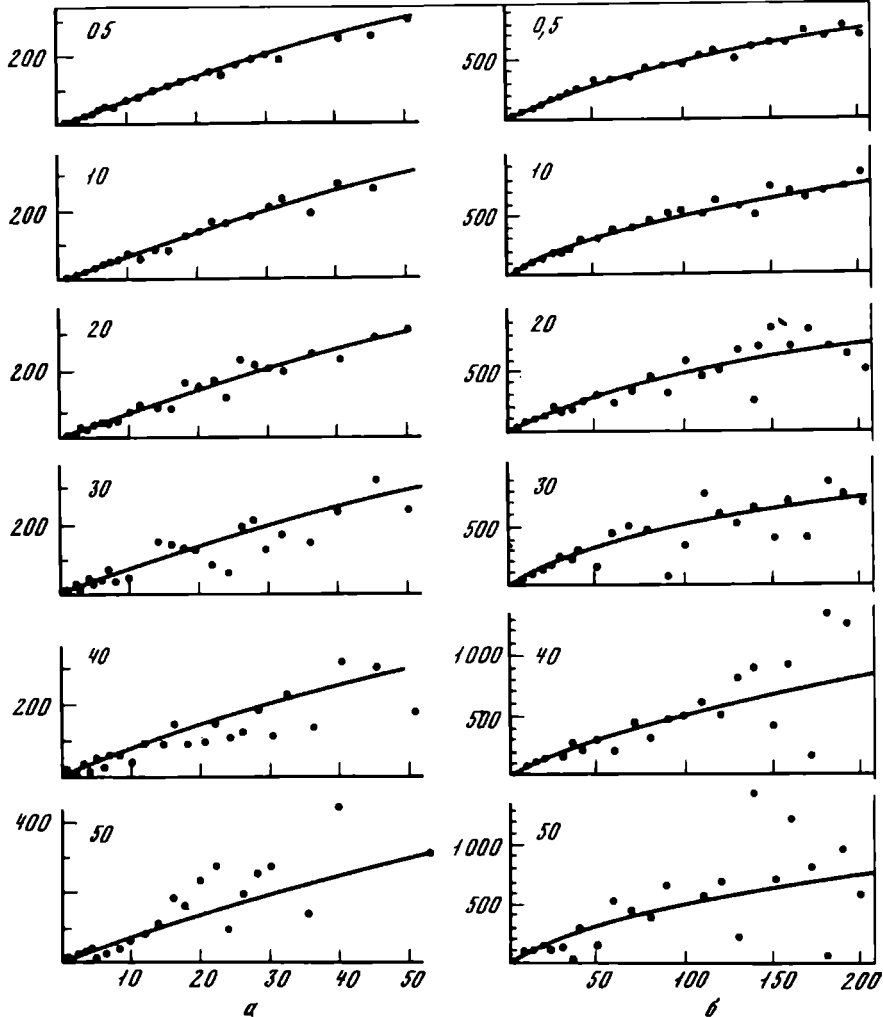


Рис. 1. Модель накопления радионуклидов (Q_t) в течение 50 (а) и 200 (б) дней

жительность краткая. Вычисления закончили при 10-ти разовом повторении.

Для каждой комбинации вариации и продолжительности выполнили по 50 действий, и полученные таким образом 50 значений Q'_t или β' исследовали на их разброс от первоначально допущенных значений 1,000 и 0,00693 соответственно. Вычисления проводились с использованием системы Вычислительного центра Токийского университета — Хитачи 8800/8700.

Из полученных на модели временных рядов Q'_t приведем несколько примеров. В любом случае вариация становится больше с вершины до основания. Кривые на рис. 1 определяются основным уравнением

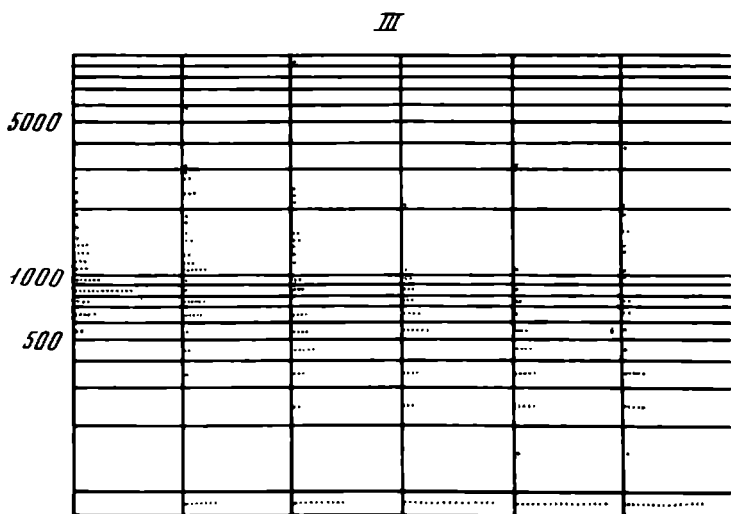
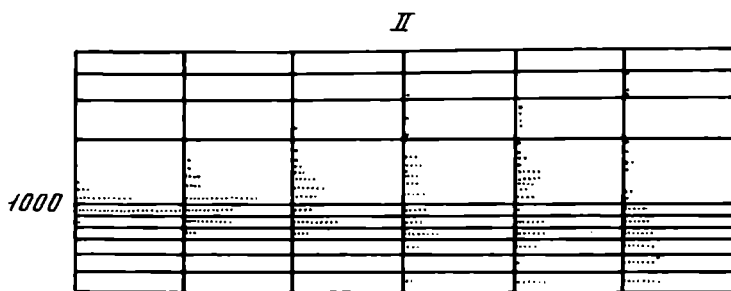
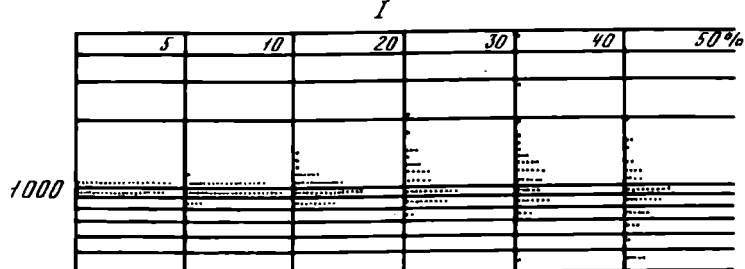


Рис. 2. Распределение частот значений Q'_e для 400 (I), 200 (II) и 50 (III) дней

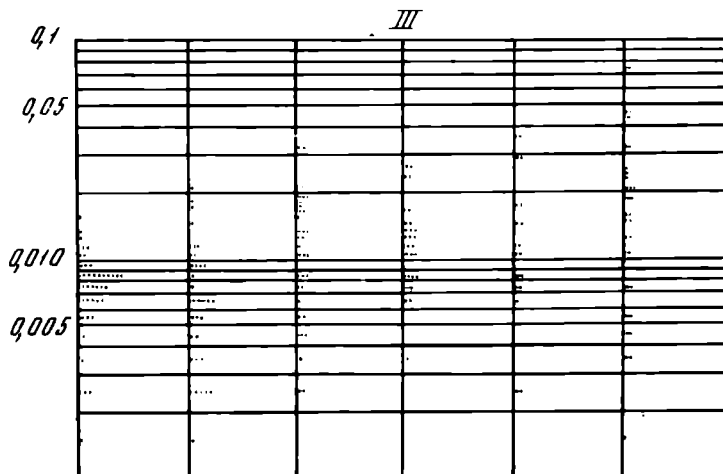
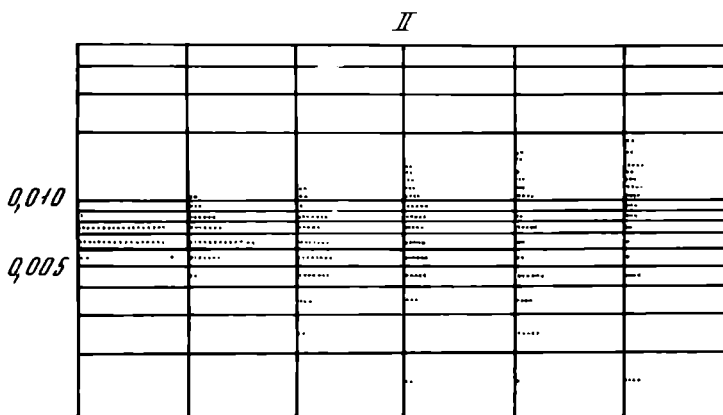
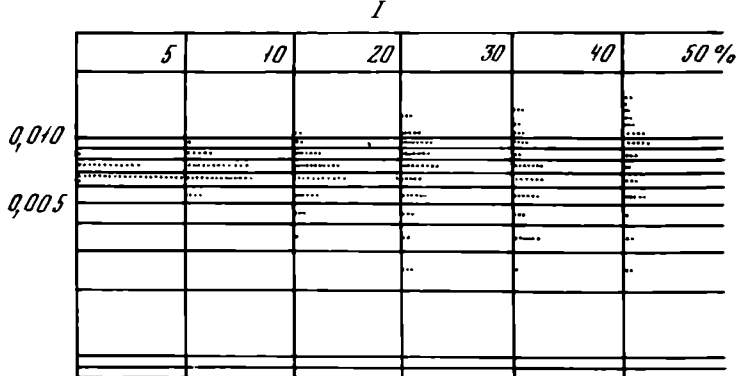


Рис. 3. Распределение частот значений β для 400 (I), 200 (II) и 50 (III) дней

Таблица 1

Разброс значений Q'_e и β'

Q'_e	Вариация, %						
	5	10	20	30	40	50	
Продолжительность 50 дней							
950—1050	4	4	1	0	1	0	
900—1100	10	7	2	3	1	1	
800—1200	28	11	6	6	2	1	
500—1500	44	26	19	22	8	8	
250—1500	48	37	35	30	22	23	
0—5000	49	41	35		27	27	
0—макс.	50	42	36				
Не определялось	0	8	14	20	23	23	
Продолжительность 200 дней							
950—1050	31	15	7	5	2	2	
900—1100	50	25	10	13	3	5	
800—1200		41	32	21	14	13	
500—1500		49	47	42	34	34	
250—2500		50	50	47	43	38	
0—5000				48	44	41	
Не определялось	0	0	0	2	6	9	
Продолжительность 400 дней							
950—1050	44	28	21	10	10	9	
900—1100	50	46	32	20	13	16	
800—1200		50	47	38	29	27	
500—1500			50	48	43	42	
250—2500				50	47	45	
0—5000					49		
Не определялось	0	0	0	0	1	5	

$Q_r = 1000(1 - e^{-0,0069 \cdot 1t})$. Разброс полученных значений Q_e и β' (рис. 2, 3) для продолжительности 50, 200 и 400 дней показывает: чем меньше вариация и больше продолжительность, тем уже диапазон разброса. В некоторых случаях повторное вычисление было близким или получались отрицательные значения.

По-видимому, с возрастанием разброса характер распределения определяемых значений также изменяется с однокамерного на двухкамерное. Число значений, попадающих в пределы некоторых границ вокруг первоначально предположенных значений, становится меньше (табл. 1).

Значения, попадающие в пределы 800—1200 для Q'_e (коэффициент накопления) и 0,005—0,009 для β' (скорость обмена) в диапазоне

β'	Вариация, %					
	5	10	20	30	40	50
Продолжительность 50 дней						
0,0065—0,0075	5	3	2	4	1	0
0,0060—0,0080	14	8	3	4	1	1
0,0050—0,0090	32	13	8	8	3	3
0,0040—0,0100	37	21	12	8	3	5
0,0030—0,0150	45	31	22	22	7	11
0,0010—0,0500	50	42	35	30	25	25
0—макс.			36		27	27
Продолжительность 200 дней						
0,0065—0,0075	31	14	4	6	5	0
0,0060—0,0080	47	26	14	10	8	3
0,0050—0,0090	50	43	32	21	11	7
0,0040—0,0100		47	43	33	19	14
0,0030—0,0150		50	49	46	34	33
0,0010—0,0500			50	48	44	41
Продолжительность 400 дней						
0,0065—0,0075	38	25	17	8	7	4
0,0060—0,0080	49	37	28	15	16	6
0,0060—0,0090	50	49	43	29	25	17
0,0040—0,0100		50	48	40	32	26
0,0030—0,0150			50	47	46	41
0,0010—0,0500				50	48	45
0—макс.					49	

Таблица 2

Регрессионный анализ значений Q'_e

Фактор	S	Q'_e	V	F_0
R	7939,91	2	3969,96	77,75
ε	1940,21	38	51,06	
T	9880,12	40		

Коэффициент вариации (C.V.) — отношение стандартного отклонения ($S.D.$) к среднему (m) и стандартное отклонение среднего ($S_{\bar{x}}$), называемое стандартной ошибкой ($S.E.$), изменяются согласно размеру образца (n). Стандартная ошибка записывается как $S.E. = S.D./Nn$, поэтому она становится в десять раз меньше, если размер образца увеличивается в десять раз. Если коэффициент вариации равен 30%, стандартная ошибка будет составлять около 10% от среднего при использовании 10 индивидуумов в качестве образцов. Однако если коэффициент вариации равен 50%, необходимо 25 образцов, чтобы удерживать тот же уровень стандартной ошибки — 10% среднего.

Учитывая вариабельность полученных в результате экспериментов с мечеными атомами данных, продолжительность будущих экспериментов должна быть длительной насколько возможно, по крайней мере 2 или 3 периода полураспада, чтобы получить точные значения.

ЛИТЕРАТУРА

- Bernhard M., Bruschi A., Moller F. Use of compartment models in radioecological laboratory studies. — In: Design of radiotracer experiments in marine biological system: Vienna: IAEA, 1975, p. 241—289.
- Hiyama Y., Shimizu M. Uptake of radioactive nuclides by aquatic organisms: The application of the exponential model. — In: Environmental concentration by radioactive materials. Vienna: IAEA, 1969, p. 463—476.
- Hiyama Y., Shimizu M. On the concentration factor of radioactive Cs, Sr, Cd, Zn and Ce in marine organisms. — Rec. Oceanogr. Works Jap., 1964, N 7, p. 43—77.
- Mackay N.J., Kazacos M.N., Williams R.J., Leadow M.I. Selenium and heavy metals in black marlin. — Mar. Pollut. Bull., 1975, N 6(4), p. 57—61.

M. Shimizu

CONDITIONS NECESSARY ON ESTIMATING PARAMETERS FOR KINETICS OF RADIONUCLIDES IN AQUATIC ORGANISMS

Summary

The concentration factor and the biological half-life (and/or the turnover rate) are quite important parameters to describe kinetics of radionuclides in aquatic organisms. The present paper examined the necessary duration of tracer experiments in order to obtain good estimates of these parameters.

Based on a single compartment model, the accumulation of radionuclides by organisms was simulated by computer runs. The concentration factor at time (t) was calculated using an equation of $Q_t = Q_e(1 - e^{-\beta t})$, where Q_e is the concentration factor at equilibrium and β the turnover rate. Random variations were added to Q_t to produce simulated Q'_t and then the parameters were estimated by fitting the equation to thus obtained simulated Q'_t time series. Here Q_e and β were to be 1,000 and 0.00693, respectively. The reliability of estimates of Q'_e and β' were examined in comparison with the initially assumed values.

The results showed that with a variation of only 5% duration of at least 200 days, namely 2 half-lives, is necessary to obtain good estimates. Usually in tracer experiments with aquatic organism we should expect 10—20% of coefficient of variation. In some cases 50% or more, and thus the duration of experiments should be as long as possible, at least 2—3 half-lives.

УРОВЕНЬ РАДИОАКТИВНОСТИ И ФАКТОРЫ КОНЦЕНТРИРОВАНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ МОРСКИМИ ВОДОРΟΣЛЯМИ В РАЙОНЕ ПОЛУОСТРОВА КОНТАНТЕН (ЛА-МАНШ)

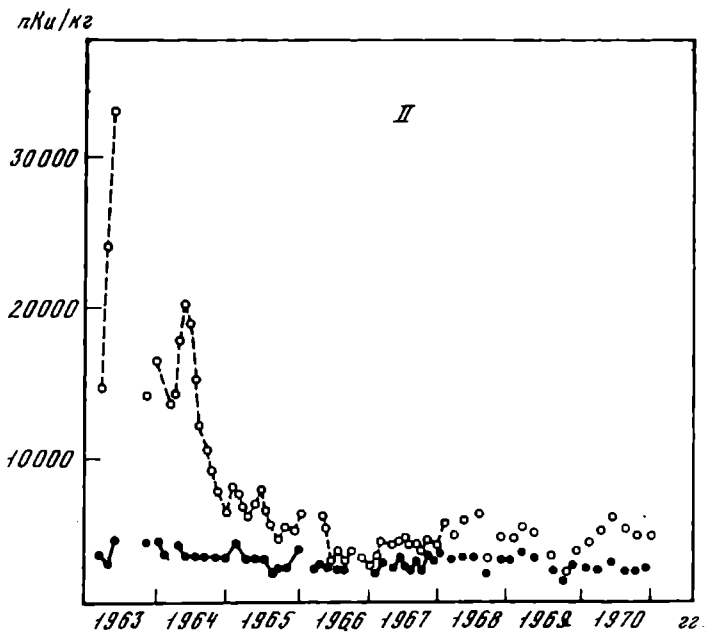
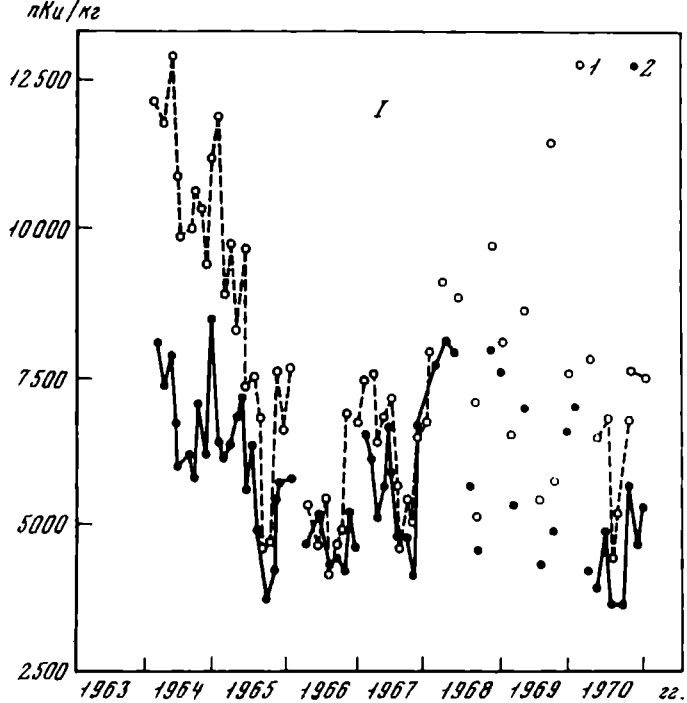
Показано, что водоросли-макрофиты в прибрежной зоне моря накапливают радиоизотопы ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{95}Zr , попадающие в окружающую среду в виде радиоактивных осадков и отходов атомной промышленности. В качестве видов-индикаторов, используемых для дозиметрического контроля, водоросли дают возможность следить за степенью радиоактивного загрязнения района и ее изменениями во времени. Для того чтобы точнее рассчитывать коэффициенты концентрирования, необходимо вести учет доли загрязнения радиоактивностью, ассоциирующей с суспензиями.

Литораль северной части полуострова Котантен удивительна многообразием водорослей. Наиболее характерны для нее бурые водоросли (*Fucus serratus*, *Fucus vesiculosus*, *Pelvetia canaliculata*, *Ascophyllum nodosum*, *Laminaria* sp.), красные (*Corallina*, *Rhodomenia*, *Laurencia*, *Chondrus crispus*) и зеленые (*Ulva*, *Enteromorpha*).

Вес на единицу площади поверхности (биомасса) был вычислен для обычных видов *Laminaria digitata* и *Fucus serratus*. В зависимости от места обитания водорослей их биомасса варьирует от 4 до 8 кг/м² для первого и от 2,5 до 10 кг/м² для второго вида (Ancellin et al., 1969).

Водоросли проявляют значительную способность к фиксации радиоизотопов. Заросли водорослей в некоторых местах на этом побережье могут стать районами радиоактивного загрязнения из-за попадающих в окружающую среду радиоактивных осадков и жидких отходов атомной промышленности. Существует риск облучения внешнего или внутреннего для лиц, которым не приходилось работать на литорали или имеющим дело с использованием местных или некоторых других видов водорослей в пищевой промышленности. Это явление следует принимать во внимание и при проведении дозиметрического контроля водорослей, представляющих лучшие индикаторы радиоактивности.

Представим некоторые результаты наших наблюдений и экспериментов относительно радиоактивного заражения водорослей, произрастающих в районе, где с 1966 г. отходы от установки, предназначенной для обработки радиоактивных веществ, выпускаются в море. В этом потоке с 1963 г. проводится дозиметрический контроль. По измерениям общей радиоактивности и радиоактивности ^{40}K у *Chondrus* sp., *Corallina* sp. и *Fucus* sp. (рис. 1, I—III), взятых в качестве видов-индикаторов в разных местах — от Гранвиля до Сан-Вааста за 1963—1970 гг. Можно считать, что различия между общей β -активностью и активностью ^{40}K соответствуют заражению от искусственных радиоизото-



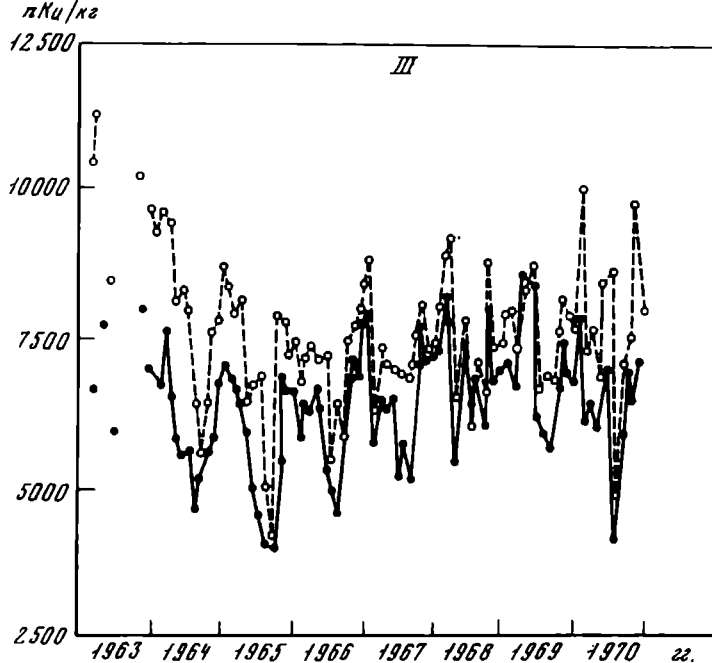


Рис. 1. Изменение общей и измеренной ^{40}K радиации различных водорослей
I — *Chondrus crispus*; II — *Corallina* sp.; III — *Fucus serratus*

пов. Это заражение было больше в начале периода (1963–1965 гг.), что, очевидно, связано с ядерными испытаниями и выпадением радиоактивных осадков.

В районе трубопровода мы отмечали (рис. 2, I, II) накопление морскими водорослями четырех основных радиоизотопов, которые поступают в воду в жидком состоянии: ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce и ^{95}Zr ; в этом случае имелась довольно хорошая корреляция между количеством выпускаемых отходов и уровнем заражения (Scheidhauer et al., 1974).

Радиоактивность водорослей из района выброса отходов оказывается более высокой по сравнению с радиоактивностью водорослей, произрастающих на некотором расстоянии от этого района выброса. Радиоактивность может достигать для данного радиоизотопа, как, например ^{106}Ru , уровня естественной радиоактивности, связанного у тех же организмов с ^{40}K , или иногда даже несколько выше него.

Коэффициенты концентрирования исследовались путем эксперимента (заражение в аквариуме) либо в результате наблюдений *in situ*. Если экспериментальные данные для такого радиоизотопа, как, например, ^{137}Cs , и данные, полученные в результате экспериментов *in situ*, более или менее совпадают, то в отношении ^{106}Ru и ^{144}Ce они различны. Для рутения данные, полученные *in situ*, значительно выше, обратное наблюдается для церия (см. табл.).

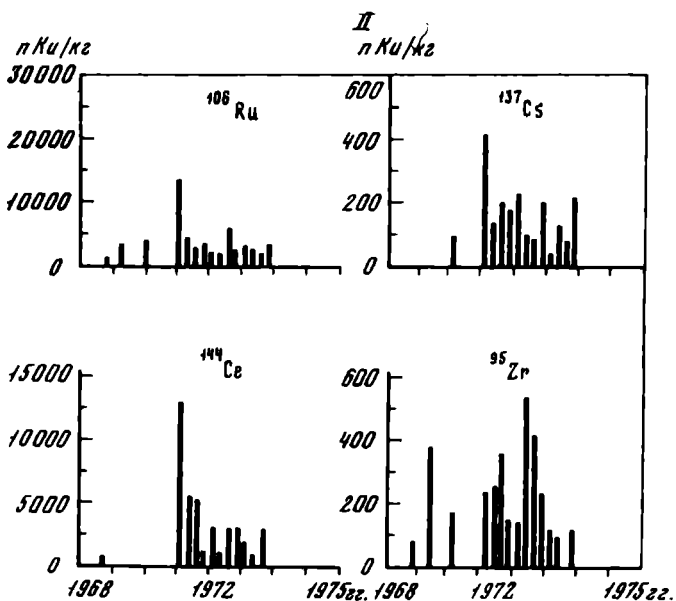
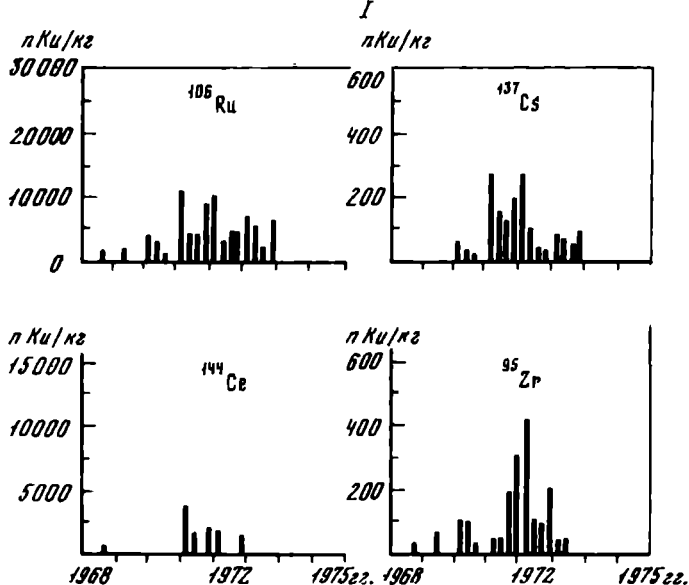


Рис. 2. Многолетние изменения радиоактивности (пКи, сырой вес водорослей

- *Chondrus crispus*; II — *Corallina sp.*

Вид	^{137}Cs	^{106}Ru	^{95}Zr	^{144}Ce	^{125}Sb
Экспериментальные данные					
<i>Fucus</i> sp.	около 40	100		4000	
<i>Chondrus crispus</i>		100		4000	
<i>Corallina</i> sp.		200		23000	
Наблюдения					
<i>Fucus</i> sp.	около 100	400–500	650		
<i>Laminaria</i> sp.		300–400			
<i>Chondrus crispus</i>		800–900	1000	1200	
<i>Corallina</i> sp.		1000–1300	4300	5000	
<i>Fucus</i> sp.		700–1400	1000–1400	150	10–20
<i>Laminaria</i> sp.		285–570	500	80	10–20
<i>Chondrus crispus</i>		1300–2600	1000	1500	35–70
<i>Corallina</i> sp.		800–1600	2000–3000	3200	60–120

Эти различия возникают, если опыты *in situ* относились к Ru в физико-химической форме загрязняющего вещества, к отдельным легко поглощаемым формам, играющим большую роль в естественной среде, нежели в аквариуме, где они имеют тенденцию исчезать из воды, особенно при использовании прибора для фильтрации (Guégueniat et al., 1969; Vilquin, 1969).

Труднее всего прогнозировать поведение Ce, так как коэффициенты концентрации Ce выше в экспериментальной среде в противоположность данным по Ru. В то же время эти два гидролизированных радиоизотопа представляют некоторую аналогию физико-химического поведения при сопоставлении с растворами, например ^{137}Cs . Дальнейшее исследование представляют некоторые данные, что Ce по своей природе должен быть лишь частично катионом, а частично нерастворимым веществом, очень быстро поглощаемым частицами суспензии в морской воде. Это явление менее очевидно для Ru (при данных условиях выделения).

Частицы взвеси, выполняющие в некоторой степени роль очищающего вещества, должны улавливать в естественной среде лишь незначительную часть имеющегося Ce, возможно фиксирующегося на других субстратах. Низкие значения коэффициентов концентрации, наблюдаемые *in situ*, объясняются методом расчета, основанного на измерениях, проводимых в морской нефилтрованной воде, и с помощью последовательной проверки радиоактивности водорослей.

Когда опыты проводились с Ce в аквариуме, то такое явление не наблюдалось, вероятно, потому что загрязненную воду предварительно очищали от основной части взвеси, удерживая ее на фильтре.

Аналогичные явления могут, вероятно, происходить и с Zr, радиоизотопом, легко растворимым в воде и способным удерживаться

на частицах взвеси. Кроме того, поглощение радиоизотопов, вероятно, связано с формой роста водорослей: оно выше у тех видов, чьи таломы расчленены, например у *Corallina* (рис. 2, //), в то время как у плоских *Laminaria* оно ниже.

В заключение можно сказать, что морские водоросли фиксируют радиоизотопы часто гораздо значительнее, чем другие организмы. Водоросли, однако, демонстрируют в этом отношении существенные различия, зависящие от физико-химического поведения разных радиоизотопов и от структуры растительности.

В качестве видов-индикаторов, используемых для дозиметрического контроля, водоросли дают возможность следить за тем, как изменяется загрязнение во времени и куда оно распространяется от места выброса.

J. Ancellin, P. Bovard, P. Guegueniat

OBSERVATIONS ON RADIOACTIVITY LEVEL AND RADIOISOTOPE CONCENTRATION FACTORS BY ALGAE IN THE REGION OF KOTANTENA PENINSULA (ENGLISH CHANNEL)

Summary

It has been shown that macrophyte algae in the sea coastal zone accumulated ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce and ^{95}Zr which enter the environment as radioactive deposit and waste material of the atomic industry. Algae enabled to check the radioactive pollution level of a given region and its changes in time and thus be used as indicator species for dosimetric control.

To give a more precise estimation of the concentration coefficients, the need for recording the radioactive fraction associated with suspensions was emphasized.

Е.-Д.П. МАРЧЮЛЁНЕНЕ, Н.-Р.Ф. ДУШАУСКЕНЕ-ДУЖ, В.-М.Б. НЯНИШКЕНЕ,
Н.А. ЧИБИРАЙТЕ, Р.И. ШУЛИЕНЕ, И.Ю. ТРАЙНАУСКАЙТЕ

СССР

ПОГЛОЩЕНИЕ НЕКОТОРЫХ РАДИОНУКЛИДОВ МЕТАЛЛОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

Исследовались интенсивность поглощения и уровни накопления ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{106}Ru и ^{270}Pb водными растениями при разных условиях среды. Обмен радионуклидами между растениями и водой проходит интенсивно: равновесие достигается за 4–16 суток. На накопление влияют концентрации неизотопных ионов в воде, соленость, физиологическое состояние растений, их потребность в элементе. Водные растения накапливают в десять раз больше ^{90}Sr , чем ^{210}Pb .

Авторы исследовали интенсивность поглощения и уровни накопления ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{106}Ru и ^{210}Pb водными растениями, влияние различных факторов среды на эти процессы, а также роль растений при

переходе радионуклидов металлов с одного трофического уровня на другой. Для этого использовали водоросли и макрофиты, наиболее широко распространенные и создавшие большие биомассы в пресноводных бассейнах Литовской ССР.

Пробы гидробионтов при изучении накопления радионуклидов в эксперименте и при определении ^{90}Sr и ^{210}Pb в природе обрабатывали по общепринятым методикам (Рындина, Зесенко, 1970; Соколова, 1970; Баранов, Виленский, 1962). Радиометрические измерения проб проводили на установках ДП-100 и УМФ-1500 с торцовыми счетчиками МСТ-17 и СБТ-13.

В экспериментах водные растения в наибольших количествах накапливают ^{144}Ce (табл. 1). С высокими коэффициентами накопления (K_n) в водных растениях аккумулируются также и ^{210}Pb , K_n ^{106}Ru в зависимости от вида в основном на порядок ниже, чем K_n ^{144}Ce . Наибольшей способностью накапливать исследованные радионуклиды обладают нитчатые водоросли *Cladophora glomerata*. Другие виды водорослей имеют в общем сходные величины K_n для одних и тех же радионуклидов, лишь для K_n ^{90}Sr обнаружена зависимость от вида растений.

В природных условиях K_n ^{90}Sr в растениях колеблется от 30 до 1315 ед., в то время как в экспериментах — от 9,7 до 121 ед. Более высокие уровни накопления ^{90}Sr в харовых водорослях в природных условиях, по-видимому, обусловлены полным обменом изотопа между средой и растениями, а также переходом его в тканях в необратимую форму карбонатных соединений.

Величины K_n ^{90}Sr других растений в природных и экспериментальных условиях совпадают. Некоторое несоответствие K_n ^{210}Pb , по-видимому, связано, с тем, что в наших экспериментах этот радионуклид находился в основном в ионном состоянии, так как pH водной среды был < 7 (Лаврухина и др., 1971), в то время как в озерной воде — в виде коллоидов и псевдоколлоидов (Бахуров и др., 1965; Старик, 1960).

Равновесные уровни накопления радионуклидов в растениях появляются: для ^{90}Sr — на 8–16 сутки, для ^{137}Cs — на 8 сутки, для ^{144}Ce , ^{106}Ru и ^{210}Pb — на 4 сутки после начала опыта. В фитопланктоне это происходит быстрее: ^{90}Sr — на 4–8 сутки, ^{137}Cs , ^{144}Ce и ^{106}Ru — на 2 сутки. Более интенсивная аккумуляция и быстрая стабилизация КН радионуклидов в фитопланктоне, вероятно, связаны с высоким темпом обмена веществ.

В харовых водорослях *Chara tomentosa*, *Ch. vulgaris*, *Ch. rudis*, *Ch. fragilis* не отмечено сколько-нибудь резких различий между K_n ^{90}Sr раньше, чем за 16 суток пребывания их в радиоактивном растворе. Можно предполагать, что в краткосрочных опытах стабилизация K_n ^{90}Sr в харовых водорослях обусловлена быстрым обменом и адсорбцией на клеточной оболочке. Несмотря на стабилизацию K_n ^{90}Sr , равновесные уровни накопления этого радионуклида в харовых водорослях, вероятно, не достигаются. Об этом свидетельствуют данные о накоплении ^{90}Sr в естественных условиях (табл. 2).

Таблица 1

Коэффициенты накопления (K_H) радионуклидов металлов (на сырое вещество)

Вид	Отношение сырой массы к массе золы	⁹⁰ Sr		Отношение K_H в I к K_H во II
		K_H		
		I	II	
Водоросли				
Фитопланктон	35,2	30	32±5	0,96
Cladophora glomerata	20,0	50±12	44±13	1,1
Nitella syncarpa	27,3	88	16±2	5,5
N. mucronata	—	—	10	—
Nitellopsis obtusa	14,0	317	58	9,3
Chara fragilis	10,0	1315	80	16,4
Ch. tomentosa	7,1	611±177	107	7,7
Ch. rudis	7,6	700±175	30±3	23,1
Ch. vulgaris	3,0	680	23±2	29,5
Ch. aspera	5,9	500±28	39±6	15,6
Ch. polyacantha	—	527	—	—
Высшие водные растения				
Elodea canadensis	20,6	129	112±16	1,1
Potamogeton perfoliatus	33,2	130	55	2,3
P. natans	45,3	125	—	—
P. pectinatus	22,8	84	—	—
P. lucens	24,5	344±130	—	—
Lemna trisulca	39,4	200	121	1,6
Myriophyllum spicatum	25,7	290±133	—	—
Nuphar luteum	80	—	—	—
Stratiotes aloides	31,7	240±73	—	—
Ceratophyllum demersum	38,9	160±64	—	—

Известно, что интенсивность и уровни накопления радионуклидов в водных организмах зависят от различных факторов внешней среды. Изучение влияния солёности воды на накопление ^{90}Sr и ^{144}Ce водорослями и фитопланктоном Куршского залива показало, что попавшие в залив воды Балтийского моря уменьшают K_H ^{90}Sr в кладофоре в 5 раз, а в фитопланктоне в 300 раз (табл. 3). K_H ^{144}Ce уменьшаются (в 10 раз) только в фитопланктоне, в кладофоре они изменяются незначительно даже при ее содержании в воде Балтийского моря. При увеличении солёности снижается также и интенсивность поглощения радионуклидов водорослями. На протяжении опыта равновесные уровни накопления ^{90}Sr в фитопланктоне и в кладофоре не достигаются. При повышенной солёности в фитопланктоне уменьшается жизнеспособность, а вместе с тем и интенсивность обмена веществ растениями. При увеличении солёности воды в Куршском заливе от 0,03 до 3,85‰ интенсивность фотосин-

^{210}Pb			^{144}Ce	^{106}Ru	^{137}Cs
K_H		Отношение K_H в I к K_H во II	K_H во II	K_H во II	K_H во II
I	II				
Водоросли					
321	—	—	2260±240	260±50	70±7
738	—	—	4370±470	1600±130	80±8
—	—	—	990±65	220±8	4,4±0,6
—	384±57	—	—	—	—
667±224	—	—	990±50	530±60	15
418±32	—	—	960	308	25
671±290	900±64	0,74	730	—	20
576±130	761±60	0,75	1290±40	110±14	6±1,5
—	—	—	900±80	133±5	19
477±177	—	—	—	—	—
319	—	—	—	—	—
Высшие водные растения					
408	482±75	0,85	1000±190	216±32	37±5
357±113	—	—	—	—	—
347±130	—	—	—	—	—
414±132	—	—	—	—	—
622±220	—	—	—	—	—
142±98	—	—	—	—	—
256±27	315±50	0,81	—	—	—
290±172	—	—	—	—	—
110±40	—	—	—	—	—
213	—	—	—	—	—

теза в фитопланктоне снижается в 4 раза. Очевидно, уровни накопления радионуклидов водными растениями связаны с интенсивностью обмена веществ в них. Поэтому способность концентрировать радионуклиды можно использовать как показатель физиологического состояния растений.

При поступлении морской воды в Куршский залив в нем увеличивается и концентрация Са (до 100 мг/л). Однако в кладофоре, содержащейся в воде залива с концентрацией Са до 150 мг/л (в 3 раза по сравнению с естественной), K_H ^{90}Sr уменьшается в 9 раз. Итак, соленость воды влияет значительно больше на накопление ^{90}Sr , чем концентрация Са. Это, возможно, связано с тем, что соленость значительно больше влияет на физиологическое состояние водорослей. Влияние концентрации Са на накопление ^{90}Sr зависит от вида растения. Увеличение концентрации Са от 3 до 10 раз уменьшает накопление ^{90}Sr в элодее в 4–17 раз, в кладофоре в 4–14 раз, а в *Chara rudis* в 3–6 раз. Вероятно, количество обменного кальция в кладофоре и элодее больше, чем в *Ch. rudis*.

Таблица 2

Извлечение ^{90}Sr и ^{210}Pb пресноводными растениями в водоемах Дуся (I) и Обелия (II)

Вид	Биомасса сы- рая, г/м ²		Занимаемая площадь, га		Количество радионуклидов, из- влеченное из водоема			
	I	II	I	II	^{90}Sr		^{210}Pb	
					I,	II	I	II
<i>Nuphar luteum</i>	1500	1900	0,08	1,7	0,0002	0,02	0,003	0,2
<i>Potamogeton natans</i>	1150	1450	0,60	3,10	0,03	0,3	0,06	0,5
<i>P. pectinatus</i>	1225	665	16,70	0,01	0,3	0,0001	2,5	0,001
<i>P. perfoliatus</i>	1000	990	11,80	1,10	0,4	0,04	1,1	0,1
<i>P. lucens</i>	750	1450	40,80	26,20	3,6	5,8	3,6	6,3
<i>Myriophyllum spi- catum</i>	3650	4600	22,35	12,30	6,9	6,0	10,0	9,7
<i>Stratiotes aloides</i>	2750	3000	24,30	1,50	3,7	0,3	2,7	0,2
<i>Elodea canadensis</i>	2000	1900	40,28	11,40	8,9	3,1	11,7	4,0
<i>Ceratophyllum de- mersum</i>	1950	2600	10,60	3,70	0,6	0,38	1,5	1,0
<i>Nitellopsis obtusa</i>	4300	5150	31,10	16,90	23,7	19,4	24,8	21,6
<i>Chara rudis</i>	6850	5650	30,36	36,48	51,8	64,7	42,1	56,4

Примечание. За 100% принимается концентрация радионуклидов (в $\text{K}_\text{H}/\text{г}$) во всех видах изученных растений.

Таблица 3

Коэффициенты накопления (на сырое вещество) радионуклидов в водорослях при различной солености воды

Водоем	Ca, мг/л	Cl, ‰	<i>Cladophora glomerata</i>		Фитопланктон	
			^{90}Sr	^{144}Ce	^{90}Sr	^{144}Ce
Куршский залив	50—65	0,02—0,11	$44 \pm 12,5$	4374 ± 471	$33 \pm 4,7$	2260 ± 240
Куршский залив при нагоне воды Балтийского моря	80—100	1,54—2,52	$9,0 \pm 2,5$	3135 ± 204	$0,11 \pm 0,03$	239 ± 91
Балтийское море (прибрежная зона)	100—108	6,8—8,0	$5,2 \pm 0,5$	2508 ± 423	—	—

Аналогичная картина получена и при исследовании накопления ^{210}Pb водорослями *Nitellopsis obtusa* и *Ch. rudis*. Увеличение концентрации Ca в воде в 5 и 10 раз уменьшает накопление изотопа свинца в *N. obtusa* в 2,4 и 4,5 раз, а в *Ch. rudis* обнаружено лишь незначительное уменьшение K_H этого радионуклида. Это можно объяснить тем, что кальций является макроэлементом, регулирующим минеральный обмен в водных растениях.

Таблица 4

Коэффициенты накопления радионуклидов в моллюсках по отношению к воде (I) и пище (II) в экспериментальных условиях

Моллюск	Часть	^{90}Sr			^{137}Cs			^{144}Ce			^{106}Ru		
		I	II	в пищу	I	II	в пищу	I	II	в пищу	I	II	в пищу
Дрейссена	тело	3	0,1		47	0,2		67	0,01		22	0,01	
	раковина	30	1,3	47	35	0,3	16	392	0,01	620	181	0,03	335
	биссус	46	3,5		87	1,2		946	0,09		381	0,16	
Прудовик	тело	12	0,1		31	—		315	0,12		45	—	
	раковина	248	1,0	69	2,0	—	37	2575	0,08	1037	192	—	216

При увеличении концентрации калия в среде в 15 раз K_n ^{137}Cs в *Nitella stuncarpa* и в *Ch. rudis* снижаются лишь в четыре раза. Калий — только химический аналог ^{137}Cs , а в метаболических процессах они участвуют различно. Кроме того, у водных растений потребность в кальции значительно больше, чем в калии.

Среди факторов, влияющих на накопление радионуклидов ^{90}Sr , ^{210}Pb , следует отметить концентрацию их стабильных аналогов в самих растениях. Нами установлено, например, что K_n ^{90}Sr и ^{210}Pb и концентрации их стабильных аналогов — кальция и свинца — в водных растениях между собой скоррелированы. Эта корреляция описывается для ^{90}Sr уравнением $Y = 162 + 0,08x$ ($r = 0,94$), для ^{210}Pb — $Y = 207 + 438x$ ($r = 0,78$).

При оценке роли водных растений в извлечении радионуклидов из водоема нами была рассчитана биомасса 11 видов водных растений и занимаемая ими площадь в водоемах Дуся и Обелия (табл. 2).

В наибольших количествах извлекают ^{90}Sr высокоминерализованные харовые водоросли *N. obtusa* (от 19 до 23%) и *Ch. rudis* (52–65%), а также высшие водные растения *M. spicatum* и *E. canadensis* (от 6 до 7% и от 3,1 до 9% соответственно), образующие на своей поверхности инкрустации кальция. В извлечении ^{210}Pb из водоема основную роль играют также харовые водоросли *N. obtusa* (от 22 до 25%) и *Ch. rudis* (от 42 до 56%). Это можно объяснить непосредственным контактом харовых водорослей с донными грунтами водоема, которые обладают особенно высокой поглотительной способностью в отношении этого радионуклида. Водные растения извлекают ^{90}Sr в 10 раз больше, чем ^{210}Pb , что прямо пропорционально их поглотительной способности и биомассе, создаваемой в водоемах.

Какова роль водных растений при передаче радионуклидов в организм животных-фитофагов?

Для ответа на этот вопрос нами были рассчитаны K_n радионуклидов по отношению к пище моллюсков, которые оказались значительно меньше, чем K_n по отношению к воде (табл. 4). При изучении на-

копления ^{90}Sr пресноводными рыбами (лещ, красноперка, линь, карась, густера, плотва) в природных условиях установлено, что K_n этого радионуклида по отношению к пище рыб не превышали 0,6 и в среднем равнялись 0,24, в то время как K_n по отношению к воде в среднем составлял 11,6. Кроме того, дрейссены, питающиеся фитопланктоном, у которого $K_n \text{ } ^{90}\text{Sr} = 26$ накапливают этот радионуклид в больших количествах, чем плотва, питающаяся высшими водными растениями ($K_n \text{ } ^{90}\text{Sr}$ у них в среднем равняется 265 ед.). Нами было определено количество радионуклидов, усвоенное прудовиком *Limnaea stagnalis* из элодеи, прошедшей через желудочно-кишечный тракт моллюска за время опыта (32 суток). Из радиоактивной пищи в теле моллюска оказалось ^{144}Ce — 5%, в раковине — 2, а ^{90}Sr в теле — 4, в раковине — до 30%. Однако даже при 30% усвоения ^{90}Sr из пищи K_n этого радионуклида в раковине прудовиков по отношению к пище не превышает единицы. Неусвоенное животными количество радионуклидов с фекалиями возвращается в водную среду.

Таким образом, одним из основных факторов, определяющих миграцию радионуклидов в пресноводных бассейнах, является биоциркуляция, в которой главная роль принадлежит водным растениям, создающим большие биомассы и обладающим значительной аккумулярующей способностью. Кроме того, концентрирование химических элементов и радионуклидов водными растениями определяет геохимические циклы различных веществ и формирование гидрохимического режима пресных водоемов.

ЛИТЕРАТУРА

- Баранов В.И., Виленский В.Д. Определение долгоживущих β -излучателей в атмосферных впадинах. — Радиохимия, 1962, т. 4, вып. 4, с. 486—492.
 Бахуров В.Г., Луценко И.К., Шашкина М.М. Радиоактивные отходы урановых заводов. М.: Атомиздат, 1965. 240 с.
 Паврухина А.К., Малышева Т.В., Павлоцкая Ф.И. Радиохимический анализ. М.: Изд-во АН СССР, 1971. 220 с.
 Рындина Д.Д., Звонко А.Я. Методы экспериментального изучения аккумуляции в грунтах и гидробионтах. Морская радиоэкология. Киев: Наукова думка, 1970, с. 8—13.
 Соколова И.А. Кальций, стронций-90 и стронций в морских организмах. Киев: Наукова думка, 1970. 240 с.
 Старик И.Е. Основы радиохимии. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1960. 647 с.

E.-D.P. Martchyulene, N.-R.F. Dushauskene-Duzh, N.A. Tchibiraite,
 V.-M.B. Nenishkene, R.I. Shulyane, I.Yu. Treinauskaite

ABSORPTION OF SOME RADIONUCLIDES OF METALS BY FRESHWATER PLANTS

Summary

Water plants extract strontium-90 from the reservoir 10 times more than lead-210. While evaluating the amount of radionuclides extracted from the water by water plants, both absorption capacity and the biomass produced in the reservoir should be taken into account. When calculating the transfer of radioactive substances in

freshwater reservoirs, radionuclide assimilation from water plants by water animals which use these plants as food should be considered. Water plants producing large biomass and possessing significant capacity for the accumulation of radionuclides investigated, appeared to be one of the main factors in determining radionuclide migration in the continental reservoirs.

Н.К. ХРИСТОФОРОВА, Н.А. СИНЬКОВ, Ю.П. БАДЕНКОВ,
О.Л. ХРИСТОФОРОВА

СССР

РАЗЛИЧИЯ В НАКОПЛЕНИИ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ МОРСКИМИ РАСТЕНИЯМИ В ВОДОЕМАХ С РАЗНЫМ СОДЕРЖАНИЕМ МЕТАЛЛОВ

У морской травы *Phyllospadix iwatensis* и зеленой водоросли *Ulva fenestrata*, произрастающих в водах, отличающихся содержанием некоторых химических элементов, в воде и золе растения наблюдалась прямая зависимость между содержанием Cu, Zn, Pb и Ag и обратная — Fe и Ni.

В зависимости от геохимических особенностей среды обитания состав и обмен веществ у растений могут значительно отличаться. Разное содержание элементов в окружающей среде зачастую приводит к образованию внутри вида различных форм с измененным химизмом, которые В.В. Ковальский (1974) назвал "физиологическими формами".

В настоящей работе произведена сравнительная оценка минерального состава двух массовых видов прибрежных растений: морской травы *Phyllospadix iwatensis* и зеленой водоросли *Ulva fenestrata*. Оба вида характеризуются активным накоплением микроэлементов. Они были собраны в двух бухтах Японского моря, отличающихся гидрохимическим режимом. В одну из бухт десятки лет, с момента появления промышленного комплекса, река приносит избыточное количество Fe, Cu, Zn, Pb, Ag и Ni. Гидрохимический режим бухты таков, что поступающие загрязненные воды неширокой полосой проходят у берега, где обитают исследованные растения. Вторая бухта, как и первая, испытывает влияние речного стока, но его воды не загрязнены промышленными отходами.

Водоросль *Ulva fenestrata* растет в прибрежной зоне преимущественно до 4–6 м глубины на каменистых грунтах, в чистых и загрязненных водах. Она хорошо развивается как в морских, так и в опресненных условиях (Виноградова, 1974). Многолетнее цветковое растение *Phyllospadix iwatensis* не выносит опреснения, растет на скалистых и каменистых грунтах в прибойных местах на глубинах от 1 до 8 м (Кардакова, Кизеветтер, 1953).

Исследованные растения собраны в августе 1974 г.: *U. fenestrata* — с глубины 1–1,5 м, *Ph. iwatensis* — с 2–2,5 м. Свежие талломы водорослей и пучки морской травы (по 500 г сырого веса), очищенные,

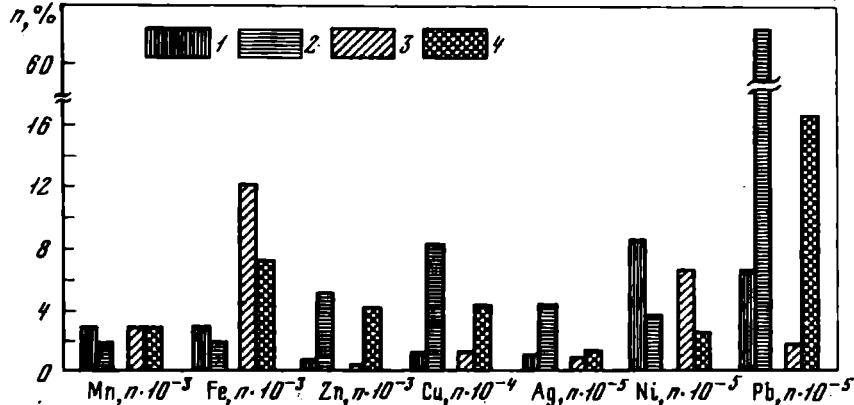
Элемент	Контрольная бухта	Загрязненная бухта (место сбора)		
		<i>Ph. iwatensis</i>	<i>U. fenestrata</i>	<i>U. fenestrata</i> (после паводка)
Mn	0,008	0,001	0,002	0,006
Fe	0,004	0,006	0,010	0,013
Cu	0,004	0,004	0,005	0,009
Zn	0,018	0,022	0,022	0,030
Pb	0,002	0,003	0,011	0,010
Ni	0,002	0,003	0,004	0,007
Ag	0,00060	0,00035	0,00030	0,00360

отмытые в морской воде и обсушенные фильтровальной бумагой, высушивались при 105°C, затем озолялись в муфельной печи в течение 4–5 дней до постоянной массы в тиглях при медленном повышении температуры до 450°C.

По методике В.Е. Еременко (1969), для определения микроэлементного состава природных вод были получены концентраты воды, взятой с места сбора растений. Хлороформные экстракты карбонатных комплексов из 0,5 л наносились на спектрографическую основу — смесь угольного порошка с сульфатом калия в отношении 2/1. Зола водорослей, травы и концентраты, воды анализировались спектральным методом при использовании одинаковых условий возбуждения и регистрации спектров (спектрограф PGS-2, генератор — UBJ-1 в катодном режиме, микрофотометр 6И1). Основа для анализа золы растений готовилась по эталонам в соответствии с методикой Л.Н. Грыжанковой и др. (1973). Условия анализа обеспечивали чувствительность определения Ag до $5 \cdot 10^{-6}\%$, Cu — $1 \cdot 10^{-5}\%$, Pb — $2 \cdot 10^{-4}\%$, Ni — $3 \cdot 10^{-4}\%$, Fe и Mn — $5 \cdot 10^{-4}\%$, Zn — $1 \cdot 10^{-2}\%$. При повторных определениях микроэлементов в пробах отклонение не превышало 10–15%.

В воде загрязненной бухты концентрация почти всех исследованных элементов повышенная. В месте обитания *U. fenestrata* в 1 л воды содержится Pb 0,01, Fe — 0,01, Ni — 0,004 мг. Эти величины выше концентрации металлов в контрольной бухте в 5,4 2,6 и 2,1 раза соответственно. Паводок способствует возрастанию количества тяжелых металлов в прибрежной зоне моря. При общем увеличении концентрации металлов в 1,5–2 раза количество Ag в загрязненной бухте возросло после паводка в 12 раз (таблица). Наши данные о содержании металлов в *U. fenestrata* и *Ph. iwatensis* в контрольной бухте совпадают с известными сведениями (Саенко и др., 1975) о количествах Fe, Mn, Cu и Zn, определенных в этих растениях колориметрически. Они близки к результатам, полученным для япономорской ульвы другими авторами (Ishibashi et al., 1964a, 6; Грыжанкова и др., 1973).

Морская трава и зеленая водоросль загрязненной бухты накапливают, хотя и по-разному, поступающие в избытке металлы (рис.).



Концентрация тяжелых металлов (в % от сырой массы в морских растениях)
 1 — в *Phyllospadix iwatensis* из контрольной бухты; 2 — в *Ph. iwatensis* из загрязненной бухты; 3 — в *Ulva fenestrata* из контрольной бухты; 4 — в *U. fenestrata* из загрязненной бухты

В *Ph. iwatensis* количество Pb и Cu увеличилось в 10, Ag — в 5 и Zn — в 6 раз. В *U. fenestrata* концентрации этих же металлов возросли соответственно в 16, 4, 1,2 и 20 раз. Содержание элементов в растениях загрязненной бухты в большинстве случаев выше, чем в растениях контрольной бухты. Однако для Fe и Ni наблюдается обратная закономерность. Количество Fe в *Ph. iwatensis* и в *U. fenestrata* уменьшилось в 1,5 а Ni — в 2,7 и 3 раза соответственно. Концентрация Mn в *Ph. iwatensis* снизилась, а в *U. fenestrata* осталась неизменной, в то время как в воде загрязненной бухты содержание этого металла на много меньше, чем в воде контрольной.

Способы связывания элементов разнообразны и включают как сорбционные процессы на поверхности клеток, так и активное концентрирование за счет образования комплексов металлов с органическими соединениями (Науг, 1961; Вуган, 1971; Патин и др., 1974; Школьник, 1974). При оценке воздействия геохимической обстановки необходимо рассматривать химические элементы не отдельно, а с учетом их соотношения и взаимозависимости при поглощении организмами. По-видимому, отмеченное уменьшение содержания Fe и Ni в обоих растениях в загрязненной бухте является следствием антагонизма ионов. Мы говорим об антагонизме, связанном с конкуренцией за естественные хелатообразователи в растениях. Известны многочисленные факты взаимного влияния микроэлементов в организмах (Чернавина, 1970; Вуган, 1971; Школьник, 1974 и др.). Степень сравнительной устойчивости комплексов металлов с биоорганическими соединениями, как правило, оказывается сходной независимо от лиганда и изменяется в ряду: Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn (Яцимирский, Васильев, 1959). Наибольшим сродством к сульфгидрильным группам белков после Ag обладают Hg, Cu и Pb (Левина, 1972). Возможно, этим и объясняется накопление Ag и Pb в растениях загрязненной бухты.

Изменения геохимических факторов среды в загрязненной бухте произошло десятки лет назад, и водные организмы оказались в условиях с иным содержанием химических элементов. Мы не знаем первого эффекта, к которому привела новая обстановка, но можем предполагать, что организмы приспособились к ней. Адаптация к новым геохимическим факторам окружающей среды привела к изменению минерального состава растений.

ЛИТЕРАТУРА

- Виноградова К.Л.* Ульвовые водоросли (Chlorophyta) морей СССР. Л.: Наука, 1974, 166 с.
- Грыжанкова Л.Н., Свенко Г.Н., Корякин А.В., Лактионова Н.В.* Содержание некоторых металлов в водорослях Японского моря. — *Океанология*, 1973, т. 13, вып. 2, с. 259—263.
- Еременко В.Я.* Спектрографическое определение микроэлементов (тяжелых металлов) в природных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1969.
- Кардакова Е.А., Кизеветтер И.В.* Морские травы Дальнего Востока. Владивосток: ТИНРО, 1953, 37 с.
- Ковальский В.В.* Геохимическая экология. М.: Наука, 1974, 300 с.
- Левина Э.Н.* Общая токсикология металлов. Л.: Медицина, 1972, 185 с.
- Патин С.А., Ткаченко В.Н., Федотова Л.В.* Поглощение и накопление ^{54}Mn и ^{65}Zn хлореллой. — Труды ВНИРО, т. С. "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды". М.: Пищевая промышленность, 1974, с. 58—62.
- Свенко Г.Н., Корякова М.Д., Добросмыслова И.Г., Макиенко В.Ф.* Концентрирование поливалентных металлов водорослями залива Восток (Японское море). — В кн.: Использование неорганических ресурсов океанической воды. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1975, с. 96—105.
- Чернаева И.А.* Физиология и биохимия микроэлементов. М.: Высшая школа, 1970, 309 с.
- Школьник М.Я.* Микроэлементы в жизни растений. Л.: Наука, 1974, 324 с.
- Яцимирский К.Б., Васильев В.П.* Константы нестойкости комплексных соединений. М.: Изд-во АН СССР, 1959, 206 с.
- Bryan G.W.* The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. — *Proc. Roy. Soc. London B*, 1971, N 177, p. 389—410.
- Haug A.* The affinity of some divalent metals to different types of alginates. — *Acta chem. scand.*, 1961, vol. 15, p. 1794—1795.
- Ishibashi M., Yamamoto T., Fujita T.* Chemical studies on the Ocean. Pt 92. Chemical studies on the seaweeds. 17. Cobalt content in seaweeds. — *Rec. Oceanogr. Works Jap.*, 1964a, vol. 7, N 2, p. 17—24.
- Ishibashi M., Yamamoto T., Fujita T.* Chemical studies on the Ocean. Pt 93. Chemical studies on the seaweeds. 18. Nickel content in seaweeds. *Res. Oceanogr. Works Jap.*, 1964b, vol. 7, N 2, p. 25—32.

N.K. Khristophorova, N.A. Sinkov, Yu.P. Badenkov, O.L. Khristophorova

VARIATIONS IN ACCUMULATION OF CHEMICAL ELEMENTS BY MARINE PLANTS FROM THE BAYS WITH DIFFERENT METAL CONTENT

Summary

Comparative assessment of mineral composition was performed in two species of coastal plants — sea weed *Phyllospadix iwatensis* and green alga *Ulva fenestrata* — collected from the bays differing in hydrochemical regime. Content of Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb and Ag in samples of the water and in ashes of the plants were determined. In the both species content of Cu, Zn, Pb and Ag increased and that of Fe and Ni decreased.

ТЕНДЕНЦИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ГИДРОБИОНТОВ К ИЗВЛЕЧЕНИЮ ^{137}Cs И ЕГО КОРРЕЛЯЦИОННЫЕ ВЗАИМООТНОШЕНИЯ С БИОХИМИЧЕСКИМИ КОМПОНЕНТАМИ КЛЕТОК

К гидробионтам-концентраторам ^{137}Cs (коэффициенты накопления 500—900 ед.) относятся рогоз узколистный, рдест пронзеннолистный, щука толстолобик и моллюск живородка. Методом дифференциального центрифугирования биоконцентраты разделялись на субклеточные фракции (клеточные стенки, ядра, хлоропласты, митохондрии, рибосомы). Самые высокие содержания ^{137}Cs в ядре (50—100 пКи/кг), самые низкие — хлоропласты в растениях (27—47 пКи/кг) и рибосомы — в животных объектах (9—11 пКи/кг).

При исследовании закономерностей распределения радионуклидов между различными составляющими биосферы установлено, что в конечном итоге основная часть радиоактивных выпадений попадает в акватории и интенсивно аккумулируется гидробионтами. В отличие от относительно обильной информации о загрязнении морских гидробионтов, сведения о степени загрязнения пресноводных гидробионтов весьма ограничены.

Цель настоящей работы — исследование тенденции гидробионтов пресноводных водоемов, загрязненных глобальными выпадениями, к извлечению ^{137}Cs и выяснение некоторых аспектов механизмов включения радионуклидов в субклеточные органеллы и отдельные молекулы. Исследования проводились на водоемах степной зоны Украины: Запорожском водохранилище, Самарском заливе, р. Самаре, имеющих различный минеральный состав воды. Установлено, что концентрация ^{137}Cs в воде зависит от минерализации водоема и прямо связана с содержанием калия. Так, содержание ^{137}Cs в Запорожском водохранилище колеблется от 0,23 до 0,39 пКи/л, Самарском заливе — 0,42—0,60 пКи/л, р. Самаре — 0,54—0,76 пКи/л при минерализации 270—360 мг/л, 633—876 мг/л, 985—2811 мг/л соответственно. Концентрация ^{137}Cs в воде в основном понижается от весны к зиме, исключение составляет р. Самара, где не наблюдается существенных сезонных различий.

Значительная доля ^{137}Cs находится в воде в нерастворимой форме, хорошо сорбируется на взвешенных частицах и откладывается в донных отложениях. Грунты всех водоемов характеризуются высоким содержанием ^{137}Cs , коэффициенты накопления K_d грунтов колеблются от 82 до 1126. Самый низкий коэффициент накопления у песчаных грунтов, которые, по-видимому, не образуют нерастворимых соединений с ^{137}Cs , в илистых грунтах они достигают наибольших величин. В среднем коэффициенты накопления ^{137}Cs изменяются в убывающем ряду: черный ил > песчанистый ил > илистый песок > песок.

Изучались низшие и высшие водные растения, плавающие, погруженные и прибрежно-водные. Водоросли не накапливали в большом коли-

честве ^{137}Cs , K_n — 32—45; погруженные (рдест, роголистник, уруть) характеризуются высокой накопительной способностью для всех исследуемых водоемов (K_n 62—517), из плавающих выделяются кубышка, телорез (K_n 14—311), прибрежно-водных — камыш, манник, тростник и рогоз (K_n 89—907).

Коэффициенты накопления весной ниже, чем осенью, что можно объяснить увеличением количества минеральных веществ в растениях с возрастом. Извлечение ^{137}Cs растениями в значительной степени зависит от активности грунтов: произрастающие на илах прибрежно-водные макрофиты имеют самый высокий коэффициент накопления — 817—911. В весенний период радионуклид в основном сосредоточен в корневой системе растения; к осени максимум ^{137}Cs в листьях и плодах. Из всех водных растений накопительной способностью выделяются рогоз узколистный (K_n 876) и рдест пронзеннолистный (K_n 907).

Рыбы водоемов обладают различной способностью к извлечению ^{137}Cs (K_n 48—651), хищники накапливают радионуклид в 2—3 раза больше, чем планктоноядные и растительноядные рыбы; исключение составляет толстолобик. Накопительная способность рыб обратно пропорциональна минерализации водоемов, что, по-видимому, объясняется резким увеличением в воде хлоридов (так, например, минерализация р. Самары в основном увеличивается за счет ионов Cl , SO_4 , HCO_3). Некоторые авторы объясняют это явление высокой химической активностью хлоридов, легко вступающих в связь с цезием. Щука и толстолобик выделяются своей накопительной способностью (K_n 578—851).

Моллюски по-разному накапливают радиоцезий: дрейссена, перловица и катушка извлекают ^{137}Cs в 5—8 раз меньше живородки, что можно объяснить различным характером их питания и обитания. Во всех исследованных водоемах живородка является биоконцентратором (K_n 458). Статистическая обработка подтвердила достоверность полученных результатов.

Таким образом, при сравнительно небольшом загрязнении исследуемых водоемов ^{137}Cs выявлены гидробионты-концентраторы: рогоз узколистный, рдест пронзеннолистный, щука, толстолобик и моллюск-живородка.

В настоящее время чрезвычайно актуальна проблема расшифровки механизмов накопления и субклеточной локализации радионуклидов. После решения этой проблемы будет возможно выяснить некоторые механизмы связывания и повреждения биологически важных молекул радионуклидами. Расшифровка механизмов радионуклидов биологическими молекулами позволит использовать эти принципы при создании новых методов обезвреживания радиоактивных отходов, новых фармакологических препаратов для ускоренного выведения радионуклидов из организма и т.д. Нами была предпринята попытка исследовать локализацию ^{137}Cs в субклеточных фракциях рогоза узколистного, рдеста пронзеннолистного, толстолобика и щуки.

Биоконцентраторы фракционировали на субклеточные фракции методом дифференциального центрифугирования. С этой целью растительные и животные ткани гомогенизировали на холоде в 0,4 и 0,25 M

сахарозе. Полученный гомотетат разделяли на клеточные стенки, ядра, хлоропласты, митохондрии и рибосомы. Затем фракции высушивали и определяли в них радиометрическим путем содержание ^{137}Cs .

Полученные данные показывают, что различные субклеточные органеллы обладают неодинаковой способностью к извлечению этого радионуклида. Содержание ^{137}Cs в растительных объектах (пКи/кг сырого веса) следующее: ядра — 76–98, клеточные стенки — 67–78, митохондрии — 38–61, хлоропласты — 27–47.

В то же время в животных объектах содержание ^{137}Cs таково: ядра — 53–69, митохондрии — 38–51, рибосомы — 9–11.

Полученные данные позволяют сделать вывод, что в растительных объектах максимальна положительная корреляция между изучаемыми показателями в ядерной фракции, отличающейся высоким содержанием дезоксирибонуклеиновой кислоты. Можно предположить, что различное содержание в субклеточных органоидах связано со способностью биологических макромолекул соединяться с радионуклидом.

T.M. Antonenko, A.I. Dvoretzky, T.I. Aristova

THE TENDENCY OF FRESH WATER HYDROBIONTS TO EXTRACT ^{137}Cs AND ITS CORRELATIONAL INTERRELATIONS WITH BIOCHEMICAL COMPONENTS OF CELLS

Summary

Fresh-water hydrobionts such as bulrush reed, rogoz, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Ctenopharyx godon* (Idella), Viviparidae molluscs concentrate ^{137}Cs (concentration coefficients — 500–900 units). The bioconcentrators were divided into subcellular fractions (cellular walls, nuclei, chloroplasts, mitochondria, ribosomes) by means of differential centrifugal separation. The highest content of ^{137}Cs was extracted from nuclei (500–100 pc/kg), the lowest — from plant chloroplasts (27–47 pc/kg) and animal ribosomes (9–11 pc/kg).

Б.И. БЕССОНОВ, Н.Н. БЕЛЬЧЕВА, Г.Н. САЕНКО,
Э.С. ФИЛАТОВ, В.Я. ХОЛКИН

СССР

СВЕТОИНДУЦИРОВАННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ В ОБМЕНЕ $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, $^{131}\text{I}^-$ МЕЖДУ МОРСКОЙ ВОДОЙ И ТАЛЛОМ ВОДОРОСЛИ

Свет стимулирует накопление $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{131}\text{I}^-$ и выведение $^{22}\text{Na}^+$ и $^{45}\text{Ca}^{2+}$ талломом водоросли *Ulva fenestrata*, предварительно адаптированной к темноте. Скорости светоиндуцированного накопления и выведения ионов уменьшаются между 30-й и 60-й мин. после начала освещения таллома.

Обмен неорганическими ионами между морскими водорослями и средой осуществляется при значительных концентрационных градиентах (Скульский и др., 1972, Shaw, 1969 и др.). Этот обмен, по крайней мере

для калия и натрия, сопряжен с работой активных ионных насосов (Scott, Hayward, 1954). В связи с этим представлялось интересным исследование участия активных ионных насосов в обмене $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, PO_4^{3-} , $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$ и ^{131}J .

Опыты на морской водоросли *Ulva fenestrata* проводились в аквариуме с естественной аэрируемой морской водой при комнатной температуре. Растворы с высокой удельной активностью изотопа (без носителя) вводили в аквариумы с адаптированными к свету или к темноте водорослями. Через 2, 5, 10, 30, 60, 100 и 120 мин после введения изотопа из талломов производили высечки постоянной площади для измерения радиоактивности. Избыточную воду удаляли фильтровальной бумагой, затем высечки высушивались в кюветах. Удельную активность рассчитывали на единицу сухого веса высечки. Опыты с отдельным изотопом повторяли по 4–10 раз, и затем рассчитывали средние значения для каждой точки измерения. Опыты проводили на свету, в темноте и при переносе на свет предварительно адаптированных к темноте водорослей.

Следует отметить, что содержание водорослей в аквариумах с ограниченным объемом приводит к уменьшению концентрации Ni^{2+} , Ti^{4+} , Mn^{2+} и Cu^{2+} и в морской воде, по-видимому, за счет их накопления в талломах.

В темноте исследовали динамические характеристики накопления в талломе водоросли $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, ^{131}J . Накопление $^{22}\text{Na}^+$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$ и ^{131}J осуществляется в этих условиях при участии двух составляющих транспортного пула: быстрой и медленной (рис. 1). Транспортный пул быстрой составляющей обмена каждого из этих изотопов насыщается меньше чем за 10 мин., после чего концентрация в талломе остается постоянной. Транспортный пул медленной составляющей $^{22}\text{Na}^+$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$, ^{131}J проявляется после 60 мин и не достигает насыщения в течение всего времени измерения (120 мин). Исходя из того, что $^{45}\text{Ca}^{2+}$ и $^{22}\text{Na}^+$ — ионы для водорослей "внеклеточные" (Ogata, Takada, 1955; Erpley, 1958), можно предположить, что быстрая составляющая их обмена сопряжена с обменом клеток, а медленная — с включением изотопов во внеклеточное пространство. Об этом свидетельствуют данные, полученные на *Ulva lactuca* (Scott et al., 1957). Согласно этой работе, около 9% клеточного натрия обменивается за несколько секунд, в то время как адсорбция внеклеточных катионов очень низка (цит. по Erpley, 1962). Динамика обмена ^{131}J в темноте идентична. Слабо выраженная медленная составляющая транспортного пула $^{59}\text{Fe}^{3+}$ может указывать на концентрацию железа в клетках и значительно меньшую — во внеклеточном пространстве *U. fenestrata*. Это предположение не противоречит выводу о важной роли железа в клеточном метаболизме растений (Жизньская, 1972). Меченный по углероду ион бикарбоната в темноте в талломе практически не включался, все измерения удельной активности ^{14}C в этом случае не отличались достоверно от фона.

На рис. 2 представлены динамические характеристики обмена изотопов $^{22}\text{Na}^+$, ^{131}J и $^{45}\text{Ca}^{2+}$ между адаптированным к свету талломом

104

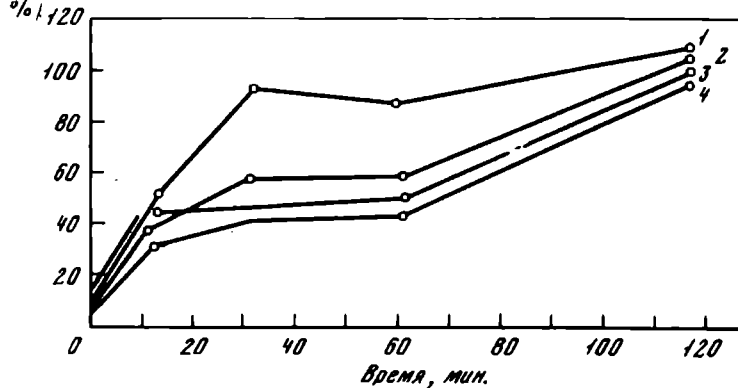


Рис. 1. Накопление изотопов в талломе *U.fenestrata*, % к уровню на 120-й мин., принятому за 100% в темноте
1 — $^{59}\text{Fe}^{3+}$, 2 — $^{22}\text{Na}^+$, 3 — $^{45}\text{Ca}^{2+}$, 4 — $^{131}\text{I}^-$

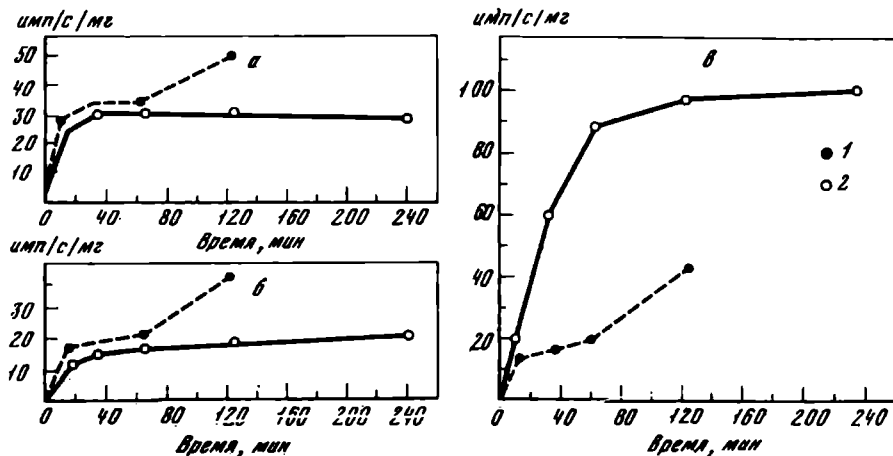


Рис. 2. Накопление изотопов $^{22}\text{Na}^+$ (а), $^{45}\text{Ca}^{2+}$ (б) и $^{131}\text{I}^-$ (в) в талломе *U. fenestrata*
1 — темнота, 2 — свет

U. fenestrata и водой на свету и в темноте. Так же как в темноте, быстрая составляющая транспортного пула $^{22}\text{Na}^+$ и $^{45}\text{Ca}^{2+}$ на свету насыщается быстрее чем за 10 мин. Однако медленная составляющая не проявляется в течение 240 мин и более. Максимальная концентрация $^{22}\text{Na}^+$, накапливаемого в талломе за 120 мин на свету, в 2 раза ниже, чем за это же время в темноте. Следовательно, на свету включаются ионные насосы, выкачивающие поступающие ионы $^{22}\text{Na}^+$ и $^{45}\text{Ca}^{2+}$ и уменьшающие тем самым (или полностью компенсирующие) медленную составляющую транспортного пула. На это указывают и данные Камминса (Cummins et al., 1966), показавшие на свету увеличение в 2 раза скорости выведения $^{22}\text{Na}^+$ из *U. lactuca* по сравнению с темнотой. Напротив, ^{131}I на

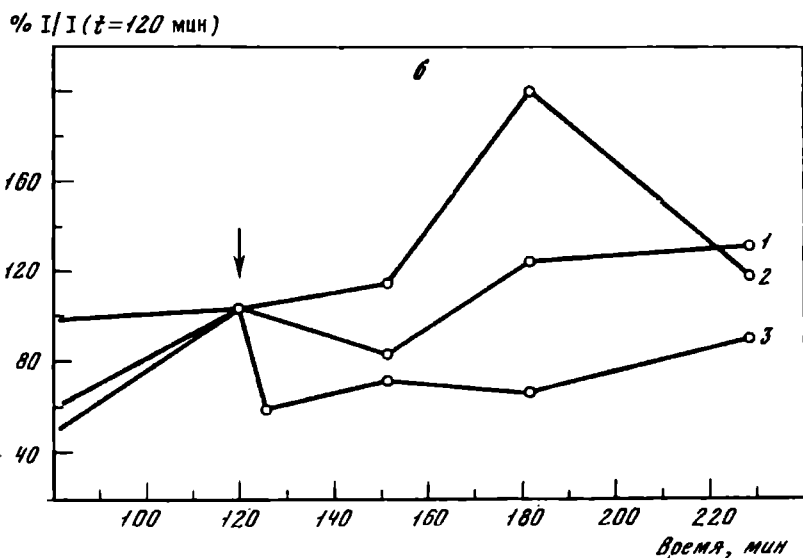
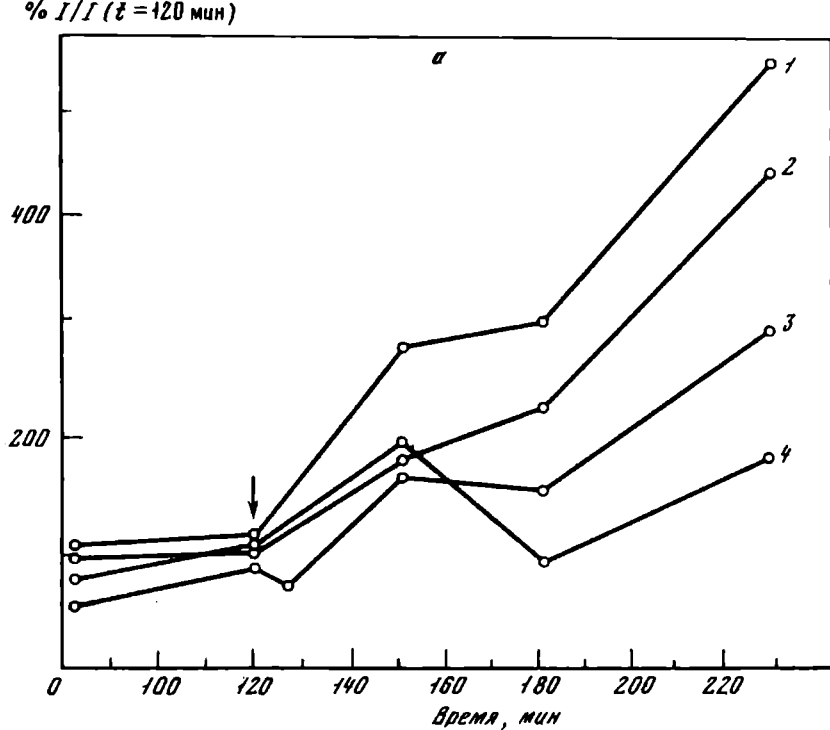


Рис. 3. Светоиндуцированные изменения накопления изотопов в талломе *U. fenestrata*, % к уровню в момент включения света, принятому за 100%
 а - 1 - $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, 2 - $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, 3 - $^{131}\text{I}^-$, 4 - $^{59}\text{Fe}^{3+}$; б - 1 - $^{22}\text{Na}^+$, 2 - $^{45}\text{Ca}^{2+}$, 3 - $^{32}\text{PO}_4^{3-}$; стрелка - момент включения света

свету обменивается с талломом значительно интенсивнее, чем в темноте и достигает на 150 мин насыщения транспортного пула. Значительное увеличение интенсивности накопления $^{131}\text{J}^-$ на свету, по-видимому, связано с активным заканчиванием иода клетками *U. fenestrata*.

Более сложное распределение изотопов между водой и водорослью наблюдали при перенесении на свет талломов, предварительно адаптированных к темноте (рис. 3). Прежде всего следует отметить замедление скорости поглощения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ между 30-й и 60-й мин после перенесения водоросли на свет (постоянная освещенность таллома). Такого уменьшения интенсивности фотосинтеза (включения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$) не проявлялось у адаптированных к свету водорослей и это, по-видимому, требует дополнительного изучения. По реакции на включение света изотопы можно разделить на две группы. Накопление в талломе $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$ и $^{131}\text{J}^-$ после включения света ускоряется в десятки, а для $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ даже в сотни раз. Снижение скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ после включения света сопровождается снижением скорости накопления $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ и уменьшением концентрации йода и железа. Увеличение скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ после 60-й мин сопровождается увеличением скорости накопления остальных изотопов первой группы. $^{22}\text{Na}^+$ и $^{45}\text{Ca}^{2+}$ первые 30 мин после включения света выводятся из таллома. Уровень $^{32}\text{PO}_4^{3-}$ в талломе при этом достоверно не изменяется. При снижении скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$ снова начинают накапливаться в талломе. Уровень Ca при этом достоверно не изменяется, что позволяет предположить независимость ионных насосов, выкачивающих ^{45}Ca и $^{22}\text{Na}^+$. Увеличение скорости включения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ в таллом после 60-й мин сопровождается значительным снижением скорости накопления $^{22}\text{Na}^+$ и выведением $^{32}\text{PO}_4^{3-}$.

Таким образом, ионы $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$ и $^{131}\text{J}^-$ вводятся на свету в таллом *Ulva fenestrata*, по-видимому, с помощью активных ионных насосов, которые, так же как и насосы, выкачивающие на свету $^{22}\text{Na}^+$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, используют энергию клеточного метаболизма.

ЛИТЕРАТУРА

- Жизневская Г.Я. Железо в питании растений. — Агрохимия, 1972, № 17, с. 46—68.
Скульский А.А., Глазунов В.В., Засенко А.Я., Любимов А.А. Селективность клеток черноморской водоросли *Ulva rigida* к Ca^{2+} . — Цитология, 1972, № 14, с. 849—856.
Cummins J.T., Strand J.A., Vaughan B.E. Sodium transport in *Ulva*. — Biochim. et biophys. acta, 1966, N 126, p. 330—337.
Eppley R.W. Sodium exclusion and potassium retention by the red marine alga *Porphyra perforata*. — J. Gen. Physiol., 1958, N 42, p. 281—288.
Eppley R.W. Major cations in physiology and biochemistry of algae. N.Y.: Acad. Press, 1962, p. 255—266.
Ogata E., Takada H. Elongation and shrinkage in thallus of *Porphyra tenara* and *Ulva pertusa* caused by osmotic changes. — J. Inst. Polytechn., Osaka City Univ., 1955, Ser. D 6, 1955, p. 29—41.
Scott G.T., Hayward H.R. Evidence for the presence of separate mechanisms regulation potassium and sodium distribution in *Ulva lactuca*. — J. Gen. Physiol., 1954, p. 601—620.
Scott G.T., Voe R. de, Hayward H.R., Graven G. Exchange of sodium ion *Ulva lactuca*. — Science, 1957, N 125, p. 60.
Shaw T.I. The mechanism of iodine accumulation by the brown sea weed *Laminaria digitata*. I. The uptake of $^{131}\text{J}^-$. — Proc. Roy. Soc. London B, 1969, N 150, p. 356—371.

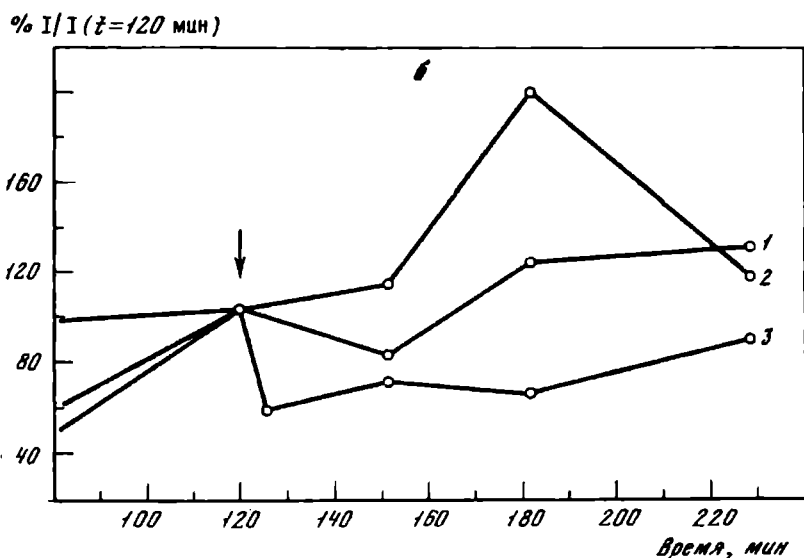
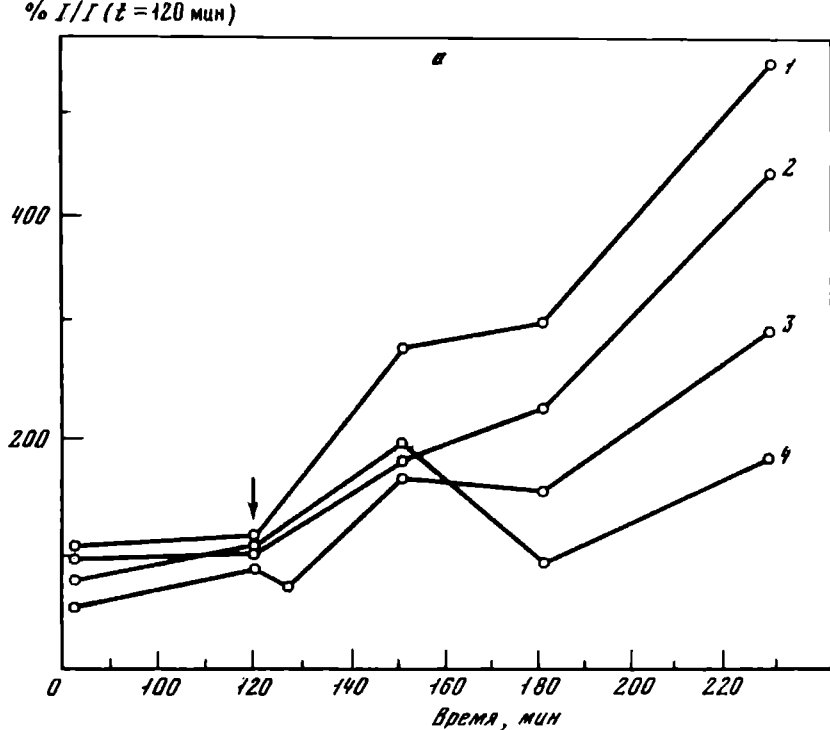


Рис. 3. Светоиндуцированные изменения накопления изотопов в талломе *U. fenestrata*, % к уровню в момент включения света, принятому за 100%
 а - 1 - $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, 2 - $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, 3 - $^{131}\text{I}^-$, 4 - $^{59}\text{Fe}^{3+}$; б - 1 - $^{12}\text{Na}^+$, 2 - $^{45}\text{Ca}^{2+}$, 3 - $^{32}\text{PO}_4^{3-}$; стрелка - момент включения света

свету обменивается с талломом значительнее интенсивнее, чем в темноте и достигает на 150 мин насыщения транспортного пула. Значительное увеличение интенсивности накопления $^{131}\text{J}^-$ на свету, по-видимому, связано с активным заканчиванием иода клетками *U. fenestrata*.

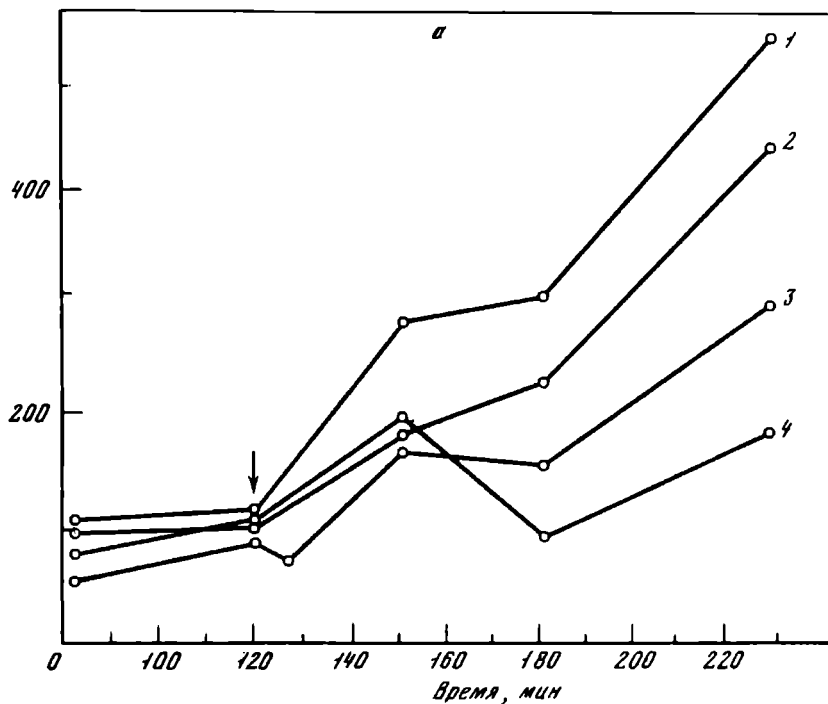
Более сложное распределение изотопов между водой и водорослью наблюдали при перенесении на свет талломов, предварительно адаптированных к темноте (рис. 3). Прежде всего следует отметить замедление скорости поглощения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ между 30-й и 60-й мин после перенесения водоросли на свет (постоянная освещенность таллома). Такого уменьшения интенсивности фотосинтеза (включения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$) не проявлялось у адаптированных к свету водорослей и это, по-видимому, требует дополнительного изучения. По реакции на включение света изотопы можно разделить на две группы. Накопление в талломе $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$ и $^{131}\text{J}^-$ после включения света ускоряется в десятки, а для $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ даже в сотни раз. Снижение скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ после включения света сопровождается снижением скорости накопления $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ и уменьшением концентрации йода и железа. Увеличение скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ после 60-й мин сопровождается увеличением скорости накопления остальных изотопов первой группы. $^{22}\text{Na}^+$ и $^{45}\text{Ca}^{2+}$ первые 30 мин после включения света выводятся из таллома. Уровень $^{32}\text{PO}_4^{3-}$ в талломе при этом достоверно не изменяется. При снижении скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$ снова начинают накапливаться в талломе. Уровень Ca при этом достоверно не изменяется, что позволяет предположить независимость ионных насосов, выкачивающих ^{45}Ca и $^{22}\text{Na}^+$. Увеличение скорости включения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ в таллом после 60-й мин сопровождается значительным снижением скорости накопления $^{22}\text{Na}^+$ и выведением $^{32}\text{PO}_4^{3-}$.

Таким образом, ионы $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$ и $^{131}\text{J}^-$ вводятся на свету в таллом *Ulva fenestrata*, по-видимому, с помощью активных ионных насосов, которые, так же как и насосы, выкачивающие на свету $^{22}\text{Na}^+$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, используют энергию клеточного метаболизма.

ЛИТЕРАТУРА

- Жизневская Г.Я. Железо в питании растений. — Агрохимия, 1972, № 17, с. 46—68.
- Скульский А.А., Глазунов В.В., Зесенко А.Я., Любимов А.А. Селективность клеток черноморской водоросли *Ulva rigida* к Ca^{2+} . — Цитология, 1972, № 14, с. 849—856.
- Cummins J.T., Strand J.A., Venghan B.E. Sodium transport in *Ulva*. — Biochim. et biophys. acta, 1966, N 126, p. 330—337.
- Eppley R.W. Sodium exclusion and potassium retention by the red marine alga *Porphyra perforata*. — J. Gen. Physiol., 1958, N 42, p. 281—288.
- Eppley R.W. Major cations in physiology and biochemistry of algae. N.Y.: Acad. Press, 1962, p. 255—266.
- Ogata E., Takada H. Elongation and shrinkage in thallus of *Porphyra tenera* und *Ulva pertusa* caused by osmotic changes. — J. Inst. Polytechn., Osaka City Univ., 1955, Ser. D 6, 1955, p. 29—41.
- Scott G.T., Hayward H.R. Evidence for the presence of separate mechanisms regulation potassium and sodium distribution in *Ulva lactuca*. — J. Gen. Physiol., 1954, p. 601—620.
- Scott G.T., Voe R. de, Hayward H.R., Graven G. Exchange of sodium ion *Ulva lactuca*. — Science, 1957, N 125, p. 60.
- Shaw T.I. The mechanism of iodine accumulation by the brown sea weed *Laminaria digitata*. I. The uptake of $^{131}\text{J}^-$. — Proc. Roy. Soc. London B, 1969, N 150, p. 356—371.

% I/I (t=120 мин)



% I/I (t=120 мин)

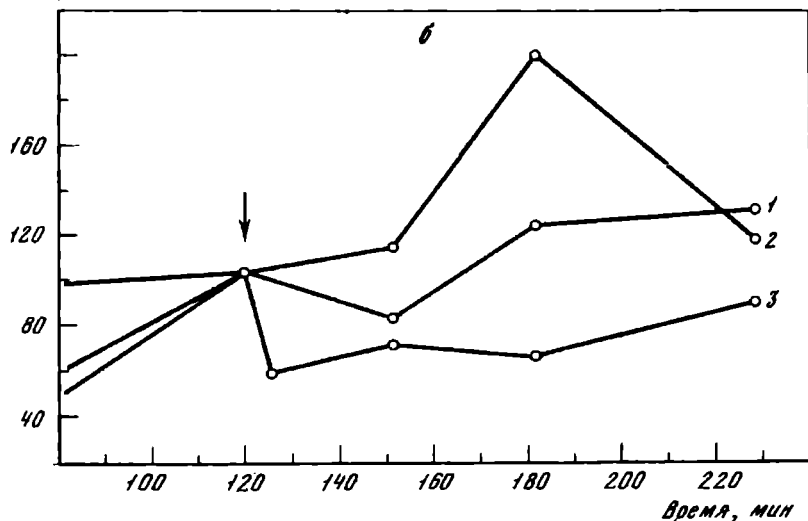


Рис. 3. Светоиндуцированные изменения накопления изотопов в талломе *U. fenestrata*, % к уровню в момент включения света, принятому за 100%
 а - 1 - $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, 2 - $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, 3 - $^{131}\text{I}^-$, 4 - $^{59}\text{Fe}^{3+}$; б - 1 - $^{22}\text{Na}^+$, 2 - $^{45}\text{Ca}^{2+}$, 3 - $^{32}\text{PO}_4^{3-}$; стрелка - момент включения света

свету обменивается с талломом значительно интенсивнее, чем в темноте и достигает на 150 мин насыщения транспортного пула. Значительное увеличение интенсивности накопления $^{131}\text{J}^-$ на свету, по-видимому, связано с активным заканчиванием иода клетками *U. fenestrata*.

Более сложное распределение изотопов между водой и водорослью наблюдали при перенесении на свет талломов, предварительно адаптированных к темноте (рис. 3). Прежде всего следует отметить замедление скорости поглощения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ между 30-й и 60-й мин после перенесения водоросли на свет (постоянная освещенность таллома). Такого уменьшения интенсивности фотосинтеза (включения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$) не проявлялось у адаптированных к свету водорослей и это, по-видимому, требует дополнительного изучения. По реакции на включение света изотопы можно разделить на две группы. Накопление в талломе $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$ и $^{131}\text{J}^-$ после включения света ускоряется в десятки, а для $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ даже в сотни раз. Снижение скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ после включения света сопровождается снижением скорости накопления $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ и уменьшением концентрации йода и железа. Увеличение скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ после 60-й мин сопровождается увеличением скорости накопления остальных изотопов первой группы. $^{22}\text{Na}^+$ и $^{45}\text{Ca}^{2+}$ первые 30 мин после включения света выводятся из таллома. Уровень $^{32}\text{PO}_4^{3-}$ в талломе при этом достоверно не изменяется. При снижении скорости накопления $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$ снова начинают накапливаться в талломе. Уровень Ca при этом достоверно не изменяется, что позволяет предположить независимость ионных насосов, выкачивающих ^{45}Ca и $^{22}\text{Na}^+$. Увеличение скорости включения $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ в таллом после 60-й мин сопровождается значительным снижением скорости накопления $^{22}\text{Na}^+$ и выведением $^{32}\text{PO}_4^{3-}$.

Таким образом, ионы $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$ и $^{131}\text{J}^-$ вводятся на свету в таллом *Ulva fenestrata*, по-видимому, с помощью активных ионных насосов, которые, так же как и насосы, выкачивающие на свету $^{22}\text{Na}^+$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, используют энергию клеточного метаболизма.

ЛИТЕРАТУРА

- Жизневская Г.Я. Железо в питании растений. — Агрохимия, 1972, № 17, с. 46—68.
- Скульский А.А., Глазунев В.В., Зесенко А.Я., Любимов А.А. Селективность клеток черноморской водоросли *Ulva rigida* к Cs^+ . — Цитология, 1972, № 14, с. 849—856.
- Cummins J.T., Strand J.A., Vanghan B.E. Sodium transport in *Ulva*. — Biochim. et biophys. acta, 1966, N 126, p. 330—337.
- Eppey R.W. Sodium exclusion and potassium retention by the red marine alga *Porphyra perforata*. — J. Gen. Physiol., 1958, N 42, p. 281—288.
- Eppey R.W. Major cations in physiology and biochemistry of algae. N.Y.: Acad. Press, 1962, p. 255—266.
- Ogata E., Takada H. Elongation and shrinkage in thallus of *Porphyra tenera* und *Ulva pertusa* caused by osmotic changes. — J. Inst. Polytechn., Osaka City Univ., 1955, Ser. D 6, 1955, p. 29—41.
- Scott G.T., Hayward H.R. Evidence for the presence of separate mechanisms regulation potassium and sodium distribution in *Ulva lactuca*. — J. Gen. Physiol., 1954, p. 601—620.
- Scott G.T., Voe R. de, Hayward H.R., Graven G. Exchange of sodium ion *Ulva lactuca*. — Science, 1957, N 125, p. 60.
- Shaw T.I. The mechanism of iodine accumulation by the brown sea weed *Laminaria digitata*. I. The uptake of $^{131}\text{J}^-$. — Proc. Roy. Soc. London B, 1969, N 150, p. 356—371.

LIGHT INDUCED ALTERATIONS IN EXCHANGE OF
 $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$,
 $^{59}\text{Fe}^{3+}$, $^{131}\text{I}^-$ BETWEEN SEA WATER AND THE THALLUS
 OF THE ALGAE

Summary

The light stimulated the accumulation of $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{131}\text{I}^-$ and inhibited that of $^{22}\text{Na}^+$ and $^{45}\text{Ca}^{2+}$ *Ulva fenestrata*. It has been noted that the rate of a $^{22}\text{Na}^+$ and $^{45}\text{Ca}^{2+}$ effluxes and the rate of $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, and $^{131}\text{I}^-$ accumulation reduced between 30 and 60 minutes after the light was switched on.

В.Я. ХОЛКИН, Б.И. БЕССОНОВ, Н.Н. БЕЛЬЧЕВА;
 Г.Н. САЕНКО, Э.С. ФИЛАТОВ

СССР

ДЕЙСТВИЕ 2,4-ДИНИТРОФЕНОЛА НА ОБМЕН $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$,
 $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ И $^{131}\text{I}^-$
 МЕЖДУ МОРСКОЙ ВОДОЙ И ТАЛЛОМ ВОДОРОСЛИ

В талломе *Ulva fenestrata* 2,4-динитрофенол ингибирует накопление $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ и $^{131}\text{I}^-$ и стимулирует накопление $^{22}\text{Na}^+$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$.

Зависимость обмена изотопами между морской водой и талломом водоросли от энергии АТФ исследовали с помощью 2,4-динитрофенола — разобщителя синтеза АТФ. 2,4-динитрофенол в концентрации 10^{-5} M вводили в кювету с талломами *U. fenestrata*, адаптированными к свету. Активность накапливаемых в талломе изотопов измеряли в течение 60–120 мин после введения ингибитора.

Введение ингибитора вызывает медленное накопление $^{22}\text{Na}^+$ в талломе (рис. 1). Эти данные согласуются с ранее известными (Cummins et al., 1966). По-видимому, 2,4-динитрофенол угнетает работу ионного насоса, выкачивающего на свету натрий из таллома. Накопление $^{32}\text{PO}_4^{3-}$ после введения ингибитора также позволяет предположить, что введение фосфатов на свету из таллома осуществляется насосами, сопряженными, или синфазными, натриевому. Изменения транспорта натрия и фосфатов синфазны также при освещении адаптированного к темноте таллома. По-видимому, медленно обменивающиеся (вероятно, не клеточные) составляющие транспортного пула $^{22}\text{Na}^+$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$ выкачиваются из таллома при кооперативной работе клеток *Ulva fenestrata* подобно тому, как это осуществляется слоями клеток животного происхождения, например, эпителием кожи лягушки (Ussing, Zerahn, 1951). Транспорт натрия через кожу лягушки угнетается 2,4-динитрофенолом (Zerahn, 1960). Противоположным оказался эффект 2,4-динитрофенола на накопление *Ulva fenestrata* $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ и $^{131}\text{I}^-$. Введение ингиби-

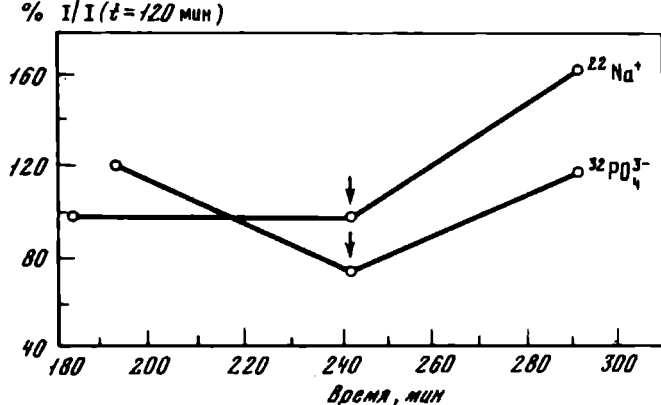


Рис. 1. Эффект 2,4-динитрофенола на накопление в талломе *U. fenestrata* $^{22}\text{Na}^+$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, % к исходному уровню (моменту введения ингибитора), принятому за 100%. Стрелка — момент введения ингибитора

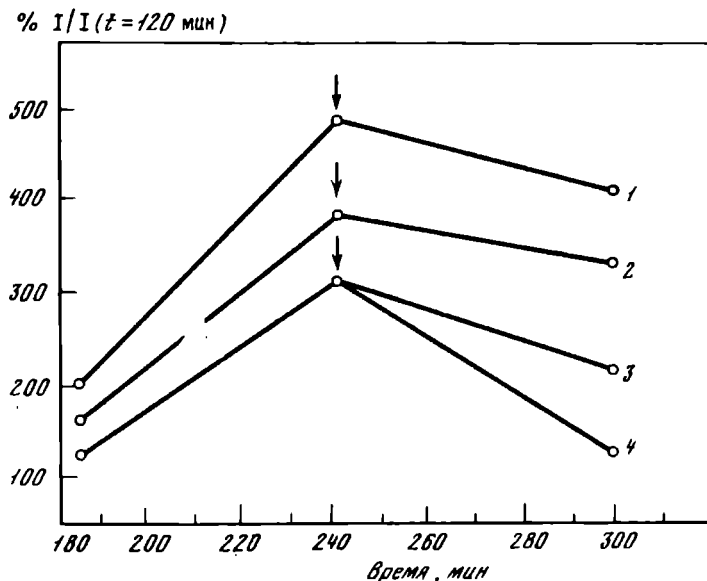


Рис. 2. Эффект 2,4-динитрофенола на накопление изотопов в талломе *U. fenestrata*, % к исходному уровню (моменту введения ингибитора), принятому за 100% 1 — $\text{H}^{14}\text{CO}_3^- (\times 100)$, 2 — $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, 3 — $^{131}\text{I}^-$, 4 — темнота; стрелка — момент введения ингибитора

тора вызвало быстрое уменьшение концентрации этих изотопов в талломе. Аналогичную реакцию вызывало выключение света (рис. 2).

Можно заключить, что ионные насосы, транспортирующие на свету ионы натрия и фосфата из таллома, а ионы иода, бикарбоната и сульфата в таллом *Ulva fenestrata*, потребляют энергию АТФ и угнетаются 2,4-динитрофенолом.

- Cummins J.T., Strand J.A., Vaughan B.E. Sodium transport in Ulva. — Biochim. et biophys. acta, 1966, N 128, p. 330—337.
- Ussing H.H., Zerahn K. Active transport of sodium as the source of electric current in the short circuited isolated frog skin. — Acta physiol. scand., 1961, N 23, p. 110—127.
- Zerahn K. Active sodium transport across the isolated frog skin in relation to metabolism. — Proc. Symp. Prague, 1960, p. 237.

V.J. Kholkin, B.I. Bessonov, N.N. Beltsheva,
G.N. Saenko, E.S. Filatov

**THE EFFECT OF 2,4-DENITROPHENOL ON THE EXCHANGE
OF IONS $H^{14}CO_3^-$, $^{22}Na^+$, $^{32}PO_4^{3-}$, $^{35}SO_4^{2-}$ and $^{131}J^-$,
BETWEEN WATER AND THE THALLUS SEAWEED**

Summary

$^{22}Na^+$ and $^{32}PO_4^{2-}$ were accumulated, but $H^{14}CO_3^-$, $^{35}SO_4^{2-}$ and $^{131}J^-$ were extracted from the thallus *Ulva fenestrata* after 2,4-dinitrophenol was added. Thus, ion pumps utilizing the ATP energy appear to be responsible for the exchange of $H^{14}CO_3^-$, $^{22}Na^+$, $^{32}PO_4^{2-}$, $^{35}SO_4^{2-}$ and $^{131}J^-$ between the thallus of *Ulva fenestrata* and the environment.

Х.Д. ЛИВИНГСТОН, В.Т. БОУЭН

США

**РАЗЛИЧИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ПЛУТОНИЯ,
АМЕРИЦИЯ И НЕКОТОРЫХ ДРУГИХ ТРАНСУРАНОВЫХ
ЭЛЕМЕНТОВ В МОРСКИХ И ПРЕСНОВОДНЫХ УСЛОВИЯХ**

Анализируются механизмы накопления трансураниевых элементов в морских и пресноводных организмах. Взаимодействие биоты с осадками часто контролирует поглощение элементов; вхождение элементов прямо из воды или с пищей также значительно. Показательны различия экологических взаимосвязей трансураниевых элементов у морских и пресноводных обитателей.

Высказывается предположение, что в морской среде более доступен организмам Рутений, а в пресноводной Ам. Это объясняется доступностью их органических комплексов.

Нуклиды трансураниевых элементов изучают из-за интересной биогеохимии и потому, что их большая токсичность для человека или других организмов сочетается с устойчивостью в окружающей среде. Это побуждает нас подготовиться к прогнозированию поведения этих нуклидов в окружающей среде в случае возрастания темпов их выпуска. Мы полагаем, что в этом смысле распространение трансураниевых из атмосферных осадков следует осветить особо. Большинство локальных внесений сопровождаются специальными обстоятельствами, которые влияют на поведение трансураниевых и затрудняют его прогнозирование. Мы убеждены, однако, что нуклиды из атмосферных осадков диспер-

гируют очень быстро в гидросфере, а потом взаимодействуют со средой. Распределения радиоактивных осадков могут быть использованы как основа для реальных долгосрочных предсказаний биогеохимии трансуранов.

Мы изучали радионуклиды в океане и оз. Онтарио. Получено много данных, позволяющих сопоставить поведение трансурановых элементов в средах.

Связывание с осадками

Независимо от того, каким образом плутоний и америций вводятся в водную среду, они, по-видимому, быстро связываются взвешенными частицами. Об этом говорилось в докладах о выпадении радиоактивных осадков по всему миру, о радиоактивных осадках вблизи мест испытаний в Тихом океане, в сточных водах выпусков и т.д. Это относится как к пресной, так и к морской среде. Распространенность этих элементов зависит от химической формы нуклидов, химической и физической среды, в которых они взаимодействуют. В воде с высоким содержанием органики, сероводорода и с небольшой скоростью течений ни Pu, ни Am не осаждаются быстро.

Наши измерения в открытом районе Северной Атлантики показали, что в среднем около 70% выпавшего ^{239}Pu можно удалить фильтрацией. Ранее сообщалось, что в водах около места испытаний в Тихом океане ^{239}Pu способен отфильтроваться от нескольких процентов до 90% общего количества. Мы предполагаем, что в прибрежных водах вблизи Вудс Хола (Массачусет, США) свыше 90% ^{239}Pu находится в соединении с частицами осадков; несколько анализов показало, что эти частицы обогащены и ^{241}Am . Анализ планктона открытого океана показывает, что фильтры-частицы, по-видимому, накапливают Pu и Am в соотношениях, встречающихся в воде.

В оз. Онтарио ситуация несколько иная: Pu и Am, по-видимому, не следуют одинаковыми путями поглощения планктоном, ибо у нас нет доказательств существования частиц, богатых этими нуклидами. Мы склонны думать, что эта разница между озером и океаном отражает не степень влияния ионной силы воды, а намного большую пропускную способность частиц в озере и относительно короткий средний путь погружающихся частиц даже в довольно большом озере. Это еще не доказывает, однако, что в озере Pu диффундирует обратно из осадков неодинаково с Am, в то время как в морских осадках оба нуклида движутся, по-видимому, без ощутимых изменений в их соотношении. Нам представляется возможным объяснить это различной эффективностью комплексов гуминовой кислоты в двух режимах. Недавняя работа Гангули с соавторами подчеркнула важность геохимического изучения комплексов актинидо-гуминовой кислоты.

Накопления растениями

Из наших исследований и работ Митчелла стало ясно, что плутоний и америций часто накапливаются водными растениями (табл. 1). Ранее мы показали, что у *Sargassum fluitans*, плавающей водоросли *Sargass-*

Таблица 1

Трансурановые элементы в водных растениях

Год	Вид	Средние концентрации в распадах, мин/кг сырого веса		Коэффициент накопления ^{239}Pu
		^{239}Pu	^{241}Am	
		Оз. Онтарио		
1973	Зеленые водоросли	$0,89 \pm 0,20$ (10)	$0,11 \pm 0,10$ (10)	1 480
1973	Покрывосамые	$0,63 \pm 0,20$ (2)	$0,11 \pm 0,05$ (2)	1 050
	Открытые воды Северной Атлантики и восточное побережье США			
1966	<i>Sargassum fluitans</i>	$35,6 \pm 0,4$ (1)	$1,6 \pm 0,2$	26 000
1973	То же	$4,9 \pm 0,5$ (1)		2 100
1974	"	$3,3 \pm 1$ (2)	$0,15 \pm 0,04$ (2)	2 350
1970	Прикрепленная бурая водоросль	$6,8 \pm 0,5$ (1)		4 850
1971	То же	$2,0 \pm 0,7$ (1)		1 540
1972	"	$1,6 \pm 0,2$ (2)		1 340
1973	"	$1,2 \pm 0,4$ (2)	$0,28 \pm 0,10$ (2)	1 200
1974	"	$1,6 \pm 0,5$ (2)	$0,07 \pm 0,02$ (1)	1 600
1971	Прикреплен. зеленая водоросль	$3,8 \pm 0,3$ (2)		2 900
1974	То же	$0,26 \pm 0,07$ (1)		260
1973	Прикреплен. красная водоросль	$1,2 \pm 0,2$ (2)	$0,23 \pm 0,03$ (2)	1 200

Примечание. В скобках указано число анализируемых образцов.

Таблица 2

Трансурановые элементы в планктоне оз. Онтарио

Дата	Средние концентрации в воде*		Средние концентрации в планктоне ^{1*}		Коэффициент накопления ^{239}Pu
	^{239}Pu	^{241}Am	^{239}Pu	^{241}Am	
IX. 1972	$0,09 \pm 0,06$ (18)		$0,22 \pm 0,006$ (5) ^{2*}	—	26
VIII. 1973	$0,06 \pm 0,03$ (38)	$0,02 \pm 0,02$ (4)	$0,03 \pm 0,02$ (10)	—	50
VI. 1974	$0,04$ ^{3*}		$0,15 \pm 0,10$ (8)	$0,046 \pm 0,010$ (2)	380

* Концентрация в воде приведена в распадах, мин/100 кг.

^{1*} Концентрация в планктоне — в распадах, мин/кг сырого веса.

^{2*} В скобках указано число измеренных образцов.

^{3*} Данные получены экстраполяцией, так как пробы воды еще не изучены.

сового моря, наиболее высокие коэффициенты накопления Pu. Теперь представляется, что это не было проявлением физиологической "алчности" или сильной поверхностной адсорбции этой водорослью, а является результатом того, что на протяжении ряда лет, из-за обильного выпадения радиоактивных осадков, эти растения были особенно подвержены действию нуклидов.

В 1974 г. мы обнаружили, что зеленая водоросль *Ulva* особенно noticeably накапливает нуклиды. Красные водоросли не проявляли разительного предпочтения Am или Pu; это заметно отличается от данных для *Porphyra*, которые часто показывают десятикратное или большее увеличение в соотношении ^{241}Am к ^{239}Pu . Последний случай исключителен и отражает, вероятно, не столько специфику физиологии водорослей, сколько попадание Am в комплексной форме, которая ведет себя по-другому.

Коэффициенты концентрации плутония пресноводными растениями находятся в пределах значений коэффициентов для морских водорослей, но данные по Am, по-видимому, значительно отличаются. В 1973 г. отношение ^{241}Am к ^{239}Pu в воде составляло около 0,33, в то время как в растениях оно уменьшалось до 0,17 у покрытосеменных и до 0,12 в зеленых водорослях.

Хотя данных еще мало, мы полагаем, что это отражает реальные различия между морскими мелководными и озерными средами в отношении доступности для организмов.

Коэффициенты накопления Pu планктоном оз. Онтарио, главным образом диатомовыми водорослями (табл. 2), на один-два порядка ниже значений, полученных для прикрепленных водорослей в этом озере.

Следует отметить также, что по июньским сборам установлены намного более высокие коэффициенты накопления, чем по сборам в конце лета и не замечено изменений отношения Am к Pu по сравнению с полученным для воды. Мы еще не знаем, относится это к сезонным таксономическим изменениям или к различной химии воды.

Накопление животными

В морском зоопланктоне и особенно заметно в *Salpa* коэффициенты накопления были очень высокими, особенно в годы с высоким уровнем выпадения радиоактивных осадков. Мы склонны отнести это к тому же механизму, который предложен для водоросли *Sargassum*, а не к способности животного к фильтрации частиц. По-видимому, во всех пробах планктона Am и Pu находятся в одинаковом соотношении, вероятно, равном их отношению в воде; однако у нас имеется только несколько проб, анализ которых сопровождался анализом водной среды обитания животных.

У перловицы *Elliptio complanata*, живущей в иле, но питающейся частицами, взвешенными над дном, высоки коэффициенты накопления Pu и заметно увеличено соотношение Am к Pu (табл. 3). Это прослежено было нами и на других видах устриц. Вероятно, это также

Таблица 3

Трансуроновые элементы в водных беспозвоночных (концентрации в распадах, мин/кг сырого веса)

Год	Исследованные виды	Мягкие ткани		Раковины	
		^{239}Pu	^{241}Am	^{239}Pu	^{241}Am
Оз. Онтарио					
1972	Unionidae	$0,80 \pm 0,17$ (890)	$0,34 \pm 0,08$	$1,63 \pm 0,28$ (1800)	$0,19 \pm 0,04$
Атлантика, восточное побережье США					
1973	Pelecypoda, Spisula	$0,27 \pm 0,06$ (270)		$0,02 \pm 0,01$ (20)	
1970	Mytilus	$0,53 \pm 0,09$ (380)		$0,90 \pm 0,09$ (640)	
1971	То же	$0,57 \pm 0,09$ (440)		—	
1971	"	$0,64 \pm 0,16$ (490)		$1,05 \pm 0,15$ (810)	
1975	" (<5,4см)	$0,33 \pm 0,02$ (410)	$0,03 \pm 0,005$	$1,0 \pm 0,09$ (1250)	
	" (5,4—7,5см)	$0,33 \pm 0,02$ (410)	$0,04 \pm 0,016$	$0,10 \pm 0,03$ (125)	
	" (>7,5см)	$0,34 \pm 0,03$ (420)	$0,023 \pm 0,01$	$0,011 \pm 0,005$ (13)	
1970	Gastropoda, Bu- sycon	$0,56 \pm 0,06$ (400)		$0,80 \pm 0,15$ (570)	
1972	То же	$0,36 \pm 0,06$ (300)		$2,8 \pm 0,3$ (2330)	
1974	Buccinum	$0,75 \pm 0,04$ (750)	$0,14 \pm 0,04$	$0,52 \pm 0,08$ (520)	$0,15 \pm 0,02$
1974	Lunatia	$0,69 \pm 0,04$ (690)	$0,10 \pm 0,03$	—	$0,19 \pm 0,04$
1975	Cirripedia, Balanus	$2,02 \pm 0,08$ (2520)			
1975	То же	$0,91 \pm 0,11$ (1140)			
1972	Asteroides, Asterias	$2,2 \pm 0,1$ (1830)	—		
1972	Asteroides, Asterias	$3,3 \pm 0,2$ (2750)	$0,33 \pm 0,04$		
1974	Echinoidea, Strongylocentrotus				
	Тело и панцирь	—	$0,47 \pm 0,04$		
	Иглы скелета	$0,81 \pm 0,09$	$0,12 \pm 0,03$		

Примечание: В скобках указаны коэффициенты накопления ^{239}Pu .

отражает различную доступность для биоты пресноводного Am по сравнению с Am в морской воде. Эта разница отражена только в мягких частях.

Диапазон коэффициентов накопления Pu мидиями Mytilus удивительно узок и не зависит от размеров животного. Брюхоногие моллюски Buccinum и Lunatia значительно обогащены Pu.

Интересна тенденция к более высокому накоплению Pu раковинами, чем мягкими частями большинства моллюсков. Мы полагаем, ключом к объяснению этой тенденции является закономерность, выявленная при изучении Mytilus в 1975 г.: высокие коэффициенты накопления в раковинах маленьких организмов сменяются очень низкими в рако-

винах самого большого размера. Все эти данные объяснимы, если трансураны концентрируются не в карбонатной части раковин, а в перифитоне и органическом покрытии внешней поверхности раковины. Этим можно объяснить низкую концентрацию в раковинах *Spisula*, так как эти моллюски живут в песке, который постоянно стирает покрытие раковин. Мы полагаем, что на накопление нуклидов *Mutilus* действует уменьшение соотношения поверхности к объему в процессе роста моллюска. В данном сборе следует учитывать также чистку раковин во время удаления баянусов, растущих на *Mytilus*.

Другим доказательством различия в химии Am в озерной и морской воде можно считать увеличение отношения Am к Pu в раковинах *Vaccinium* и *Lunatia* по сравнению с их тканями, тогда как у унионид отношение в раковинах резко пониженное.

Так как данные для рыб оз. Онтарио основываются на распределении в пищевой цепи или тканях, мы и их обсудим позднее; здесь подчеркнем лишь, что концентрации Pu , за исключением нескольких органов, в рыбах значительно ниже, чем в беспозвоночных.

Данные для множества рыб Северной Атлантики весьма изменчивы. Для некоторых рыб коэффициенты накопления Pu находятся в пределах величин, полученных для большинства беспозвоночных.

Соотношения в пищевой цепи

Pu и Am легко захватываются частицами осадков. Поэтому питающиеся у дна или фильтрующие осадки организмы наиболее подвержены поглощению трансурановых элементов. Многочисленные данные подтверждают сказанное.

Мы установили, что в прибрежных морских осадках с высоким содержанием органики животные фауны (в частности, черви) накапливают нуклиды от 0,7 до 1,3 раза больше, чем их содержится в осадках, и отношение Am/Pu может быть в ней вдвое выше, чем в осадках.

Питающиеся у дна пресноводные рыбы имеют тенденцию накапливать значительные количества Pu во внутренностях и других тканях, в основном в печени или костях. У рыб, которые питаются в верхней толще воды, меньше Pu во внутренностях (табл. 4). Сходная картина наблюдается и при анализе морских рыб. Вообще как пресноводные, так и морские высокого трофического уровня хищники показывают наименьшую повторяемость больших количеств Pu во внутренностях или мышцах, хотя иногда высоки уровни накопления в печени или костях. Мы объясняем это тем, что большинство поглощаемого рыбами Pu попадает в них через пищу, а не путем абсорбции из воды. Самое большое влияние трофических уровней на это поглощение относится к контакту с донными осадками.

Как уже указывалось, анализ двух пищевых цепей беспозвоночных (*Mytilus*—*Asterias*, *Spisula*—*Lunatia*) показал, что хищник регулярно имеет больше Pu в своих тканях, чем его жертва. Однако мы еще не уверены, что источник этого превышения — задержание Pu хищником, а не просто большая способность поглощения с водой. Только у одного

Таблица 4

Плутоний в рыбах Северной Атлантики (концентрация в распадах, мин/кг сырой массы)

Год	Вид	Кишечник	Печень
Придоннопитающиеся			
1970	Губан	0,8	0,07
1970	Черноспинная камбала	1,2	0,06
Питающиеся в толще воды			
1972	Сельдь		
1972	Пелагида		
1969	"		0,03
1975	"	$0 \pm 0,01$	$0,016 \pm 0,010$
1970	Полосатый окунь	0,04	0,02
1975	То же	$0,021 \pm 0,005$	$0,03 \pm 0,02$
1970	Скумбрия	$0,7 \pm 0,3$	$2,5 \pm 0,8$
Хищные			
1970	Темная акула (52 кг)	$0,03 \pm 0,02$	$< 0,01$
1970	То же (542 кг)		$0,05 \pm 0,03$
1970	Голубая акула		0,15
1970	Молот-рыба (59 кг)		$0,04 \pm 0,02$
1970	" (95 кг)	$< 0,003$	$< 0,01$
1970	Меч-рыба (61 кг)	$0,04 \pm 0,02$	$< 0,04$
1970	" (11 кг)	$0,47 \pm 0,04$	

проанализированного пожирателя мидий — американской самки гаги — абсорбируется и переносится к печени из пищи значительное количество Pu; однако средняя концентрация радионуклида в его теле не превышала 1% концентрации в жертве.

Наша общая интерпретация уровней накопления Pu в морских и пресноводных животных одинакова: пища или взвешенное вещество, проглоченное с пищей, являются основными источниками радионуклида; большинство его доступно для абсорбции внутренностями, но накопление в тканях (даже в костях) и выведение из них имеют относительно малый период. Такие долгоживущие животные, как северная щука, большой устьевой окунь (пресноводный), акулы или меч-рыба (морская) не проявили убедительных признаков большего накопления Pu с возрастом. Вероятно, весь Pu, имеющийся в теле этих животных, происходит из недавно проглоченной пищи (от дней до месяцев) и кругооборот его довольно быстрый.

Это меньше касается Am в пресной воде. В печени четырех рыб из оз. Онтарио в порядке возрастания трофического уровня отношение ^{241}Am к ^{239}Pu последовательно увеличивалось от 0,11 до 0,59. Эти данные могут показать сохранение Am долгоживущими хищниками.

Кости	Мышцы	Гонады	Селезенки	Жабры
Придоннопитающиеся				
0,6				
0,05	0,002			
Питающиеся в толще воды				
	> 0,02			
	0,04 ± 0,03			
0,6	0,005			
	0 ± 0,001	0,015 ± 0,011	0 ± 0,07	
0,2	0,005			
		0 ± 0,04	0,08 ± 0,07	
0,4 ± 0,2				1,7 ± 0,3
Хищные				
				0,02 ± 0,02
				< 0,02
0,025	0,003			
0,2 ± 0,1				< 0,02
0,02 ± 0,01	0,014 ± 0,005			< 0,04
0,03 ± 0,02	< 0,003			0,05

Концентрации в тканях позвоночных

В экспериментах по поглощению Р_и млекопитающими установлено, что распределение в тканях абсорбированного радиоуклида контролировалось, по крайней мере частично, поглощением; попадающий через легкие Р_и накапливался больше в костях, попадающий через внутренности — в печени и т.д.

Отношение Р_и в печени к Р_и в костях рыб широко варьирует и среди организмов, питающихся вблизи дна, где поглощение внутренностями, кажется, является основным путем. Высокие уровни Р_и в тканях дельфинов дают возможность предположить, что важными факторами могут быть устойчивые соединения Р_и в жире. Странно, что высший уровень Р_и приходится на различные органы: печень птиц, ткани дельфина, мышцы морской черепахи. Очевидно, закономерности, выявленные для экспериментальных млекопитающих, нельзя экстраполировать на весь водный мир, а для выявления новых закономерностей нужны новые данные.

CONTRASTS BETWEEN THE MARINE AND FRESHWATER BIOLOGICAL INTERACTIONS OF PLUTONIUM, AMERICIUM AND SOME OTHER TRANSURANIUM ELEMENTS

S u m m a r y

Whether in lakes or the oceans the transuranic elements plutonium and americium are taken up by marine organisms, with concentration factors that would class them as nice, typical heavy metals. There is no evidence for strong, widespread discrimination against the transuranics by either plant or animal absorptive surfaces.

In both freshwater and marine situations the major reservoir of Pu and Am soon becomes the sediments; and organisms are more exposed to uptake of these nuclides the closer is their ecological involvement with the sediments.

Although there is little evidence that this can be an ionic strength effect, it does appear that Pu may be somewhat more available, biologically, in marine environments, and Am, conversely, in fresh water. We incline to the belief been found that the tissue distribution of absorbed Pu was controlled, in part at least, by the path of uptake, that coming via lung going more to bone, that coming via gut going more to liver, etc. The ratio liver Pu to that in bone varies wildly, and among organisms feeding near the bottom, where gut uptake appears certain to be the major pathway. High levels of Pu in porpoise blubber suggest that in marine fish a stable Pu-fat association may be an important factor, and we are following this up. Curiously, while liver shows the highest Pu in bird or porpoise tissue, muscle was the highest in our one pelagic turtle.

Evidently the regularities discerned for experimental mammals do not extrapolate to the aquatic world, and much more data, combined with new experiments, will be needed to establish new regularities.

С.У. ФАУЛЕР, Ж. БЕНАЙЕН

Монако

ВЛИЯНИЕ ФАКТОРОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ НА ПОТОК СЕЛЕНА ЧЕРЕЗ МОРСКИЕ ОРГАНИЗМЫ

Показано, что накопление селена мидиями зависит от концентрации его изотопов в морской воде, а также от температуры и размера животных. Концентрирование селена креветками менее значительно, что объясняется их линькой. Выведение из креветок зависело от пути поглощения селена; более быстрая потеря отмечалась у индивидуумов, адсорбировавших изотопы прямо из воды, а не накапливавших их через пищевую цепь. Долгосрочный кругооборот селена для обоих видов оказался сходным: биологические периоды полураспада продолжались от 58 до 60 дней у креветок и от 63 до 81 дня у мидий.

Селен, как известно, в незначительных количествах является элементом, необходимым в питании животных; однако, превысив определенные уровни, он может стать чрезвычайно токсичным (Ganther, 1970). Кроме того, существует доказательство, что Se может взаимодействовать с другими элементами и антагонистически влиять на токсичность Hg в некоторых животных (Ganther et al., 1972; Stoewsand et al., 1974).

Селен попадает в морскую среду главным образом вследствие эрозии селенсодержащих горных пород. Однако недавние исследования (Bertine, Goldberg, 1971) показали, что значительная часть Se поступает через атмосферу, куда он выделяется во время сгорания ископаемого топлива. Кроме того, повышенные уровни изотопа могут встречаться в прибрежных экосистемах, особенно в прилегающих к районам, в которых Se вносился в почву для увеличения его содержания в кормовых культурах (Gissel-Nielsen G. and M., 1973).

В последнее время Se начинает привлекать внимание как потенциальный загрязнитель моря. Недавние исследования показали, что Se накапливается в морской биоте до относительно высоких уровней (Chau, Riley, 1965; Robertson et al., 1972; Sandholm et al., 1973), а в некоторых случаях коррелирует с концентрацией Hg и других тяжелых металлов в организме (Koeman et al., 1973; Maskay et al., 1975). Тем не менее ничего не известно о кинетике бионакопления Se или о параметрах, контролирующих кругооборот этого элемента в морской среде. Ниже представлены результаты лабораторных экспериментов, целью которых — выявить влияние некоторых окружающих факторов на поведение Se в морских организмах.

В качестве экспериментальных организмов были выбраны мидии (*Mytilus galloprovincialis*) и бентосные креветки (*Lysmata seticaudata*), представляющие коммерческий интерес. Общий план экспериментов был таким же, как описанный при изучении потока Cd (Fowler, Benayoun, 1974).

Неорганический Se может попадать в морскую воду в виде селенита (Se^{4+}) или селената (Se^{6+}). Чтобы проверить биологическую доступность химической формы Se, двум группам мидий дали возможность накапливать ^{75}Se из морской воды, содержащей $^{75}\text{Se}^{4+}$ или $^{75}\text{Se}^{6+}$ одной и той же удельной активности (160 мк кюри/мкг Se). Предварительное химическое выделение методом селективного соосаждения Se^{4+} с FeCl_3 (Chau, Riley, 1965) показало, что химические формы Se, внесенные в морскую воду, не изменялись на протяжении двух месяцев. Тем не менее чтобы сохранить относительно постоянной концентрацию метки и стабильного Se, три раза в неделю приготавливались свежие растворы. Взвешенные частицы измеряли путем фильтрования 10 мл аликвот раствора через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. В подобном эксперименте определяли соотношение между размером животного и накоплением Se, дав возможность накапливать $^{75}\text{Se}^{4+}$ трем группам мидий разного размера одной и той же популяции.

Чтобы уловить влияние возрастающей концентрации Se на прямое поглощение из воды 4 группы мидий помещали в морскую воду, содержащую 0,4 мк/Ки $^{75}\text{Se}^{4+}$. В три резервуара добавляли достаточное количество стабильного Se, чтобы повысить общую концентрацию до 1, 10 и 100 мкг Se/л соответственно. Морская вода в четвертом резервуаре служила контролем и, как предполагалось, содержала около 0,1 мкг Se/л (Goldberg et al., 1971).

Влияние Hg на поглощение Se проверялось в эксперименте, в котором три группы мидий накапливали $^{75}\text{Se}^{4+}$ из морской воды с различной

концентрацией Hg. Добавкой сулемы повышали концентрацию Se для двух групп до 1 и 10 мкг/л соответственно. Третья группа (контрольная) накапливала ^{75}Se из необработанной морской воды; концентрация Hg в этих водах составляла 0,01–0,02 мкг/л. Предварительные испытания с использованием ^{203}Hg показали, что добавленная Hg^{2+} быстро исчезает из раствора; поэтому, чтобы уменьшить потерю Hg, в морскую воду добавляли фитопланктоны и каждые два дня меняли среду поглощения.

Чтобы определить влияние температуры на поглощение Se, мидий и креветок разделили на две группы, накапливавшие $^{75}\text{Se}^{4+}$ при 13 и 24°C в течение 13 дней. Наряду с самим животным, в каждом покрове креветок после линьки контролировалось содержание ^{75}Se .

В течение эксперимента по поглощению животных кормили с тем, чтобы обеспечить их хорошее состояние. В период смены радиоактивной морской воды мидии и креветки помещались в нерадиоактивную морскую воду, в которой они получали смешанный фитопланктон и *Artemia* соответственно.

После фазы бионакопления в большинстве экспериментов животных переносили в проточную воду для измерения потери изотопа. Во время фазы потери мидий часто кормили фитопланктоном, а креветок — *Artemia*, либо измельченными мидиями. Температура проточной морской воды менялась от 16 до 25°C в зависимости от времени года. Если эксперименты проводились при двух различных температурах, животные содержались в нерадиоактивной морской воде при тех же температурах, а воду ежедневно меняли. Контролировалась также задержка изотопа, сопутствующая различным способам накопления ^{75}Se . Креветки, накапливавшие изотоп прямым поглощением из воды на протяжении 51 дня или посредством приема корма из радиоактивных мидий, содержались в проточной морской воде. В мидиях и креветках исчезновение селена прослеживалось как в лабораторных, так и в природных условиях. После поглощения ^{75}Se животных разделяли на две группы и содержали в системе проточной воды или в лаборатории или в контейнере, закоренном далеко от берега (Fowler, Benayoun, 1974).

Мидии накапливают Se^{4+} в большей мере, чем Se^{6+} (рис. 1). Наиболее вероятно, что разница вызвана химической, а не физической формой элемента, так как содержание в виде частиц в меченых морских водах было сходным на протяжении всего эксперимента (около 0,3%). Полагают, что наиболее вероятная форма Se в морской воде — Se^{4+} (Chau, Riley, 1965). Однако возможно, что Se, попадающий в морскую воду из некоторых антропогенных источников, может встречаться в форме Se^{6+} . Ясно, что он менее доступен для мидий, чем Se^{4+} . По-видимому, коэффициент накопления Se мидиями зависит от размера животного (см. табл.).

Ранее концентрации тяжелых металлов отмечались в небольших мидиях, и в некоторых случаях их поглощение может быть связано с метаболизмом (Boyden, 1974). Однако высокие концентрации Se установлены в раковинах мидий, и если адсорбция поверхностью играет главную роль в его поглощении, то концентрации во всем теле могут быть только отражением изменяющегося соотношения: площадь поверхности/объем.

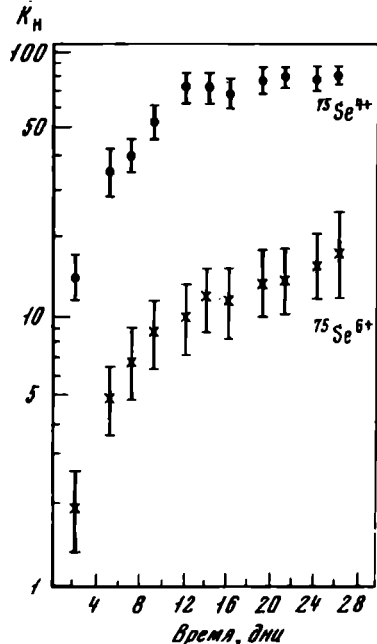


Рис. 1. Поглощение $^{75}\text{Se}^{4+}$ и $^{75}\text{Se}^{6+}$ мидиями

Репрезентативность значений ± 1 по 6 особям; средний сырой вес особи — 7,8 г

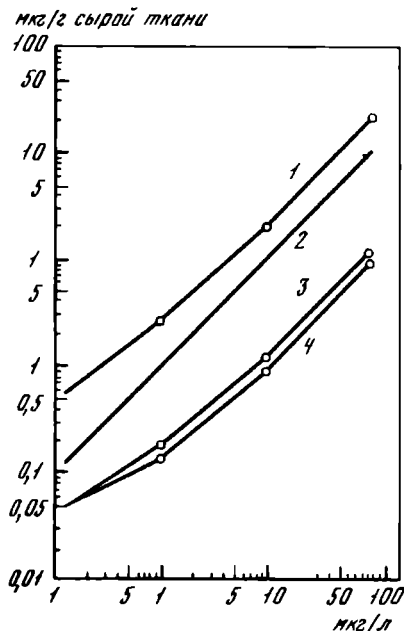


Рис. 2. Отношение между концентрациями $^{75}\text{Se}^{4+}$, поглощенного мидиями за 21 день экспозиции, к растворенному в морской воде (данные по 5 особям со средним сырым весом 3,3 г)

1 — мягкие части моллюска; 2 — все животное; 3 — раковина; 4 — вода

Вообще коэффициенты накопления для $^{75}\text{Se}^{4+}$ были того же порядка, что и для ^{109}Cd , определенные в особях подобного размера (Fowler, Benaouin, 1974).

Накопление стабильного Se мидиями на протяжении 21-дневного периода поглощения (рис. 2) во всем диапазоне концентраций, охватывающем три порядка величин, зависело от концентрации Se в морской воде.

Кроме того, удельное весовое поглощение было выше в мягких частях, чем в раковинах. Поглощение кадмия мидиями показало сходную зависимость в таком же диапазоне концентраций (Fowler, Benaouin, 1974).

По-видимому, небольшое уменьшение поглощения Se мидиями происходит при возрастающих количествах Hg в морской воде (рис. 3); однако проверка коэффициентов поглощения по t -критерию Стьюдента в конце периода поглощения показала, что разница при $P = 0,05$ была незначительной. Наши результаты отличаются от полученных Блэйлоком (Blaylock et al., 1974), в которых установлено повышение поглощения Se при повышенных концентрациях Hg в воде. Повышенные коэффициенты накопления Se в эксперименте Se-Hg (см. рис. 1 и 3) были выз-

ваны кормлением фитопланктоном, обогащенным ^{75}Se , который добавлялся, чтобы уменьшить потерю Hg из морской воды. Таким образом, поглощение Se по всей пищевой цепи определенно играет важную роль в его общем накоплении в природе. Увеличение температуры от 13 до 24°C удваивает коэффициент накопления Se мидиями через 13 дней поглощения; тот же предел температур не оказывает явного влияния на поглощение Se креветками (рис. 4).

Коэффициент накопления $K_H \text{ Se}^{4+}$ в мидиях различного размера после 13 дней опыта

Сырой вес мидий, г	Число особей	$K_H \pm 1$
2,1	3	46 \pm 10
13,2	5	29 \pm 8
21,8	4	13 \pm 2,5

Креветки, которые содержались при 24°C, линяли чаще, чем особи, содержащиеся при 13°C. Большая потеря Se за период линьки в группе, содержащейся при 24°C, могла компенсироваться повышенным поглощением при более высокой температуре. Тот факт, что такая большая часть накопленного Se (в среднем 65%) содержалась в хитине линьки, составляющего только около 17% сухого веса животного, дает возможность предположить, что поверхностная адсорбция играет существенную роль в поглощении этого элемента ракообразными. Наблюдавшееся влияние температуры на поглощения Se было противоположным установленному для Cd тех же видов; накопление Cd мидиями не зависело от температуры, в то время как поглощение креветками зависело (Fowler, Benayoun, 1974).

Хотя $^{75}\text{Se}^{4+}$ и $^{75}\text{Se}^{6+}$, накапливались в весьма различной степени, последующее выделение на протяжении двух месяцев для обеих химических форм изотопа было одинаковым (рис. 5, а).

Как известно, селен в природе встречается в различных аминокислотах (Shrift, 1964). Если неорганический Se активно обменивается бес позвоночными, такими, как мидии, элемент, однажды включенный в протеины, может быть выделен в той же химической форме. Тот факт, что накопление Se во многом связано с внешней поверхностью, такой, как раковина и экзоскелет, наводит на мысль, что в поглощение и связывание включены также неметаболические сорбционные процессы. В этом случае последующее выделение ионов сорбированного Se может происходить с одинаковой скоростью для обеих химических форм.

Кроме того, различные уровни накопления Hg в мидиях не влияют на скорость выделения Se (рис. 5, б). Это отмечалось и в экспериментах с Se-Hg (личное сообщение J.W. Huckabee).

Наши эксперименты показали, что процессы поглощения и выделения Se не состоят в прямой связи с Hg, присутствующей в системе; тем не менее нельзя отрицать возможной причины зависимости между этими

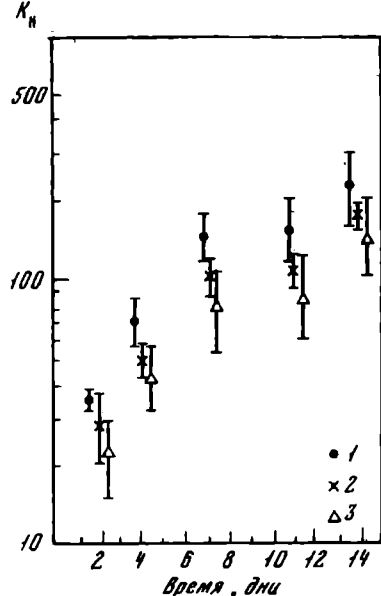


Рис. 3. Влияние концентрации Hg в морской воде на аккумуляцию $^{75}\text{Se}^{4+}$ мидиями

Репрезентативность значений ± 1 по 3–4 особям, средний сырой вес особи — 5 г
1 — контроль; 2, 3 — морская вода с содержанием Hg; 2 — более 1 мкг/л и 3 — более 10 мкг/л

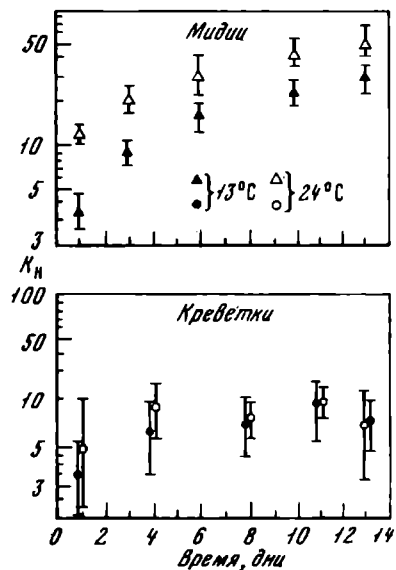


Рис. 4. Влияние температуры на поглощение $^{75}\text{Se}^{4+}$ мидиями и креветками

Репрезентативность значений ± 1 по 10 особям; средний сырой вес: креветки — 0,4 г, мидии — 3,8 г

элементами в морской биоте, как это полагают некоторые авторы (Коеман et al., 1973; Maskay et al., 1975). Если поглощение изотопа зависело от длины мидий, то частичное выведение изотопа от размера животного не зависело. Мидии весом от 2,1 до 21,8 г, освобождавшиеся от ^{75}Se с идентичной скоростью, сохраняли около 16% начального содержания Se через 97 дней.

Как и в процессе поглощения, температура влияла на выведение Se из мидий, но изменяла незначительно скорость выведения из креветок (рис. 6). Разница для мидий становилась очевидной только после 25 дней. Задержка показывает возможное метаболическое изменение индивидуумов, содержащихся длительное время при относительно высокой температуре. По-видимому, креветки выводят Se приблизительно вдвое быстрее, чем мидии, в то время как мидии накапливают изотоп с большей скоростью, чем креветки (рис. 4).

В продуктах линьки, сброшенных в первый день выведения при 24°C, содержалось около 50% количества этого элемента в исследуемых животных; в то время как полинявшие в первый раз через неделю насчитывали только 14% селена. Особи, линявшие во второй раз между 17 и 40 днями,

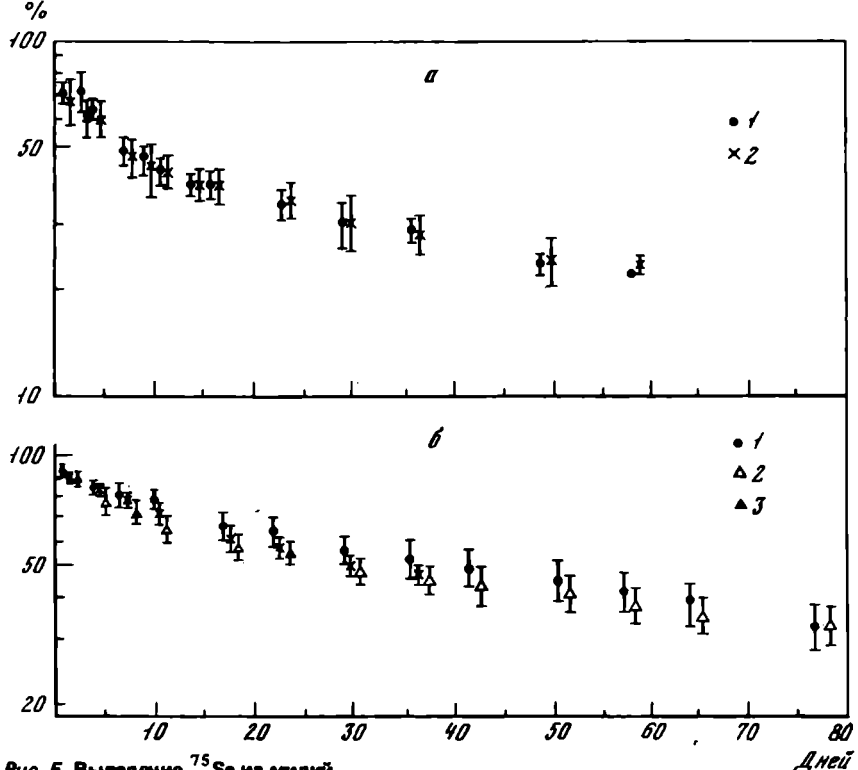


Рис. 5. Выведение ^{75}Se из мидий
Средний сырой вес особи — 7,8 г;
а — $^{75}\text{Se}^{6+}$; б — $^{75}\text{Se}^{4+}$ после аккумуляции этого изотопа в морской воде
1 — без введения Hg, 2, 3 — с введением Hg: 2 — 1 мкг/л и 3 — 10 мкг/л. Средний сырой вес особи — 5 г
Точки и линии — диапазон изменчивости по 2–5 особям

теряли в среднем 6% своей активности. Наши исследования согласуются с работой Бертайна и Гольдберга (Bertine, Goldberg, 1972), которые отметили высокие концентрации Se в щитках креветок. Эти результаты ясно показывают важность линьки креветок в кругообороте Se в море.

Кинетика выведения может сильно зависеть от пути поглощения этого элемента (рис. 7). Если Se накапливается только через пищевую цепь, креветки сохраняют его лучше, чем в случае поглощения из воды за тот же период времени. Креветки, получившие Se через пищевую цепь, теряют значительные количества элемента с линькой, а накапливающие из воды — с продуктами линьки на протяжении первой недели. Если линька не удаляла в дальнейшем ^{75}Se из последней группы, то выделение через месяц продолжалось со скоростью, довольно близкой к скорости накопления Se через пищевую цепь.

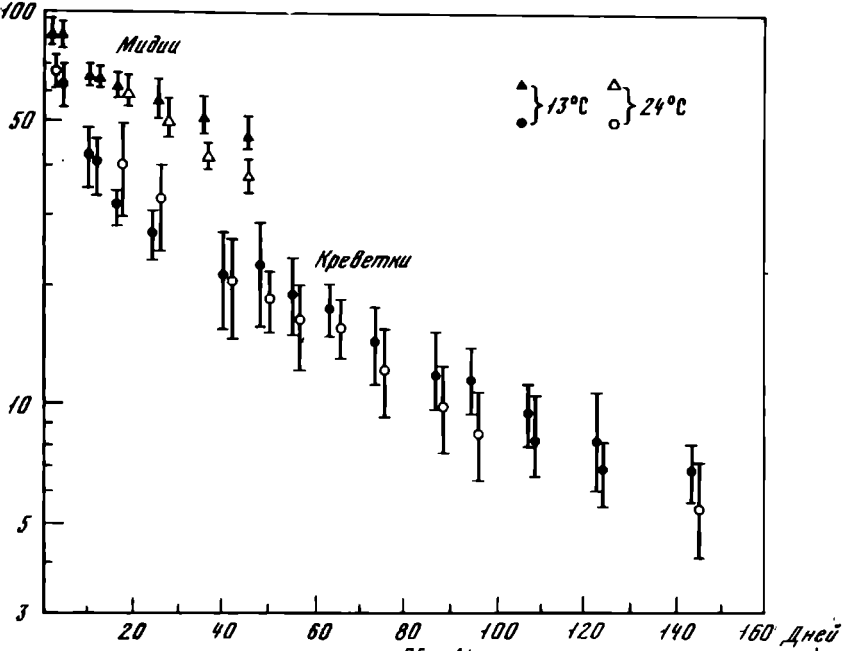


Рис. 6. Влияние температуры на выведение $^{75}\text{Se}^{4+}$ из мидий и креветок
Репрезентативность значений ± 1 по 10 моллюскам и 3–6 креветкам; средний сырой вес креветок — 0,4 г, мидий — 3,8 г

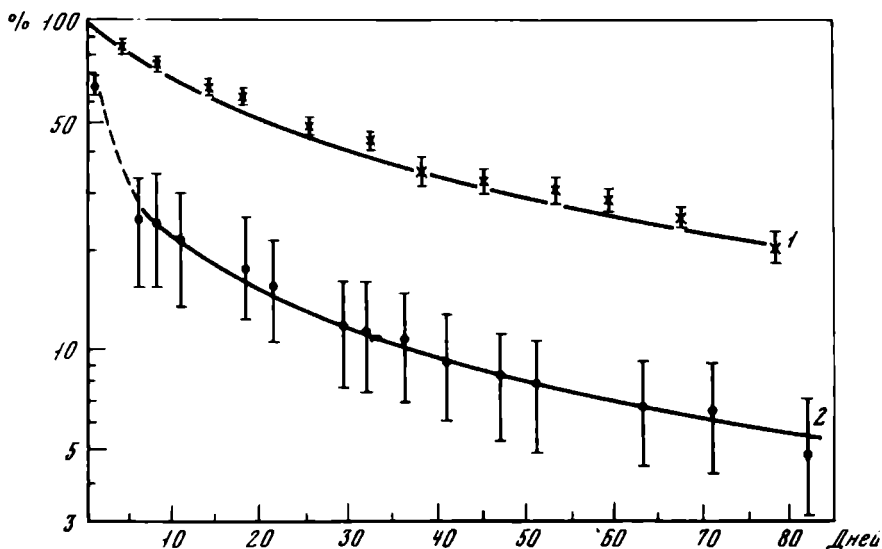


Рис. 7. Влияние способа поглощения $^{75}\text{Se}^{4+}$ на последующее выведение этого элемента из креветки

Репрезентативность значений — ± 1 по 4 особям; средний сырой вес креветки — 0,9 г

1 — при кормлении креветки радиоактивной пищей в течение 51 дня; 2 — при непосредственном поглощении креветкой изотопа из морской воды в течение 51 дня

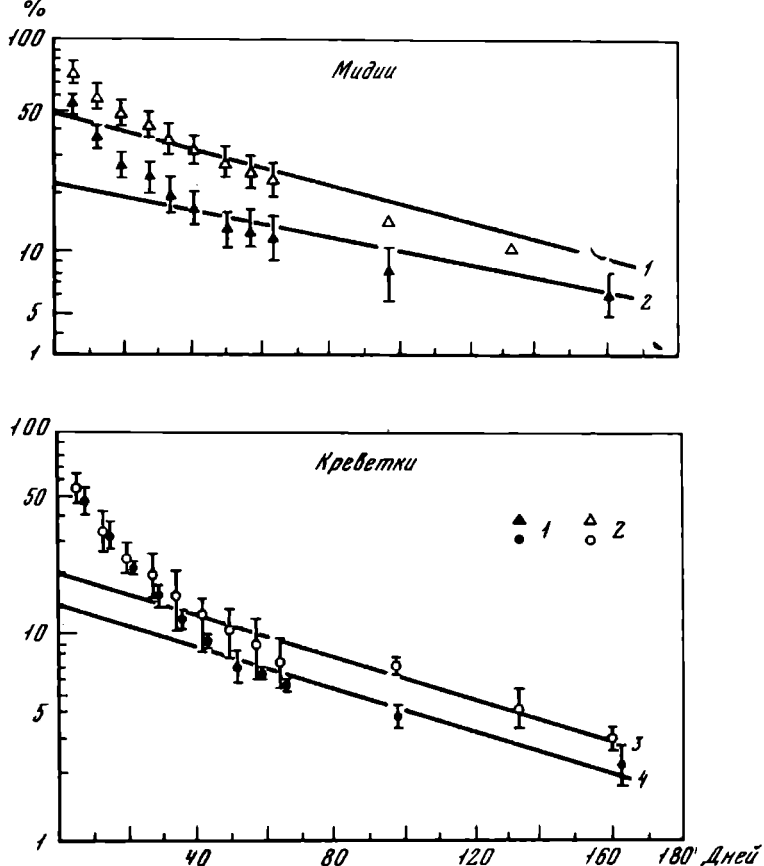


Рис. 8. Долговременная биозлиминация $^{75}\text{Se}^{4+}$ в полевых (1, 3) и лабораторных (2, 4) условиях

Репрезентативность значений — ± 1 по 3–7 креветкам и 1–8 мидиям, средний сырой вес особи — 0,8 и 8,0 г соответственно

Уравнения прямых между 35 и 161 днями опыта: 1 — $\log y = 1,6826 - 0,0048 x$; 2 — $\log y = 1,3473 - 0,0037 x$; 3 — $\log y = 1,2967 - 0,005 x$; 4 — $\log y = 1,1542 - 0,0052 x$

Предыдущий эксперимент показал, что оба пути — пищевой и водный — играют важную роль в накоплении Se. В природе эти процессы происходят одновременно, и для того чтобы изучить кругооборот стабильного Se с помощью радиоизотопов, ^{75}Se следует направлять в организм по обоим путям. Результаты эксперимента по выделению, в котором мидии и креветки были мечены ^{75}Se из пищи и воды на протяжении 51 дня, представлены на рис. 8. Вообще биологические периоды полураспада ($T_{1/2}$) для камер медленного кругооборота в пределах от 58 до 81 дня были сходными как для мидий, так и для креветок. $T_{1/2}$ в мидиях были очень сходными с периодами, вычисленными для Zn: 48–76 дней (Young, Folsom, 1967; Van Weers, 1973) и Co: 57–72 дня (Van Weers, 1973)

но значительно отличались от $Tb_{1/2}$ для Cd: 307–1254 дня (Fowler, Benayoun, 1974) или метил-ртути: 1000 дней (Meittinen et al., 1972), измеренных в тех же организмах. В настоящее время нет сравнительной информации по $Tb_{1/2}$ селена в морских организмах; однако наши значения имеют тот же порядок величин, что и значения, полученные для пресноводных организмов, таких, как москитные рыбы — 25 дней (Blaylock et al., 1974), угорь — 27 дней, гуппии — 13 дней и пиявки — 28 дней (Gissel-Nielsen G. and M., 1973).

Во время первых двух месяцев выведения мидии в море выделяли Se быстрее, чем содержащиеся в лаборатории (рис. 8). Хотя во время первых двух месяцев эксперимента с креветками в них отмечена сходная тенденция, различия статистически не были значительными. Основная разница двух систем состояла в доступности пищи (Fowler, Benayoun, 1974). Мидии в море были способны профильтровать природное взвешенное вещество и росли быстрее, чем мидии из лабораторной группы. Поток ^{75}Se от природных особей, вероятно, наиболее характерен для фактической ситуации в природе.

ЛИТЕРАТУРА

- Bartine K.K., Goldberg E.D. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. — Science, 1971, N 173, p. 233–235.
- Bartine K.K., Goldberg E.D. Trace elements in clams, mussels and shrimp. — Limnol. and Oceanogr., 1972, N 17, p. 877–884.
- Blaylock B.G., Curtis E.H., Goldstein R.A. et al. Ecology of toxic metals. — In: Ecology and analysis of trace contaminants. Prog. Rept, 1973, AEC, Oak Ridge Nat. Lab., 1974, p. 140–175.
- Boyden C.R. Trace element content and body size in molluscs. — Nature, 1974, N 251, p. 311–314.
- Chau Y.K., Riley J.P. The determination of selenium in sea water, silicates and marine organisms. — Anal. chim. acta, 1965, N 33, p. 36–49.
- Fowler S.W., Benayoun G. Experimental studies on cadmium flux through marine biota. — In: Comparative studies of food and environmental contamination. Vienna: IAEA, 1974, p. 159–178.
- Ganther H.E. Selenium: The biological effects of a highly active trace substance. — In: Trace substances in environmental health — IV/Ed. D. Delbert, Hemphill. Columbia: Univ. Miss., 1970, p. 211.
- Ganther H.E., Goudie C., Sunde M.L. et al. Selenium: Relation to decreased toxicity of methylmercury added to diets containing tuna. — Science, 1972, N 175, p. 1122–1124.
- Gissel-Nielsen G., Gissel-Nielsen M. Ecological effects of selenium application to field crops. — Ambio, 1973, N 2, p. 114–117.
- Goldberg E.D., Broecker W.S., Gross M.G., Turekian K.K. Marine chemistry. — In: Radioactivity in the marine environment. Washington, Nat. Acad. Sci., 1971, p. 137–146.
- Koeman J.H., Peeters W.H.M., Koudstaal-Hol C.H.M. et al. Mercury selenium correlations in marine mammals. — Nature, 1973, N 245, p. 385–386.
- Mackay N.J., Kazacos M.N., Williams R.J., Leadow M.I. Selenium and heavy metals in black marlin. — Mar. Pollut. Bull., 1975, N 6, p. 57–61.
- Meittinen J.K., Heyraud M., Keckes S. Mercury as a hydrospheric pollutant. II. Biological half-time of methylmercury in four Mediterranean species: a fish, a crab and two molluscs. — In: Marine pollution and sea life/ Ed. M. Ruivo, FAO, Fishing News Ltd., 1972, p. 295–298.
- Robertson D.E., Rancitelli L.A., Langford J.C., Perkins R.W. Battelle-Northwest contribution to the IDOE baseline study. — In: Baseline studies of pollutants in the marine envi-

ronment. — IDOE Workshop on Baseline Studies, Brookhaven Nat. Lab, 1972, May 24–26, p. 231–273.

Sandholm M., Oksanen H.E., Pesonen L. Uptake of selenium by aquatic organisms. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1973, N 18, p. 496–499.

Shrift A. A selenium cycle in nature? — *Nature*, 1964, N 201, p. 1304–1305.

Stoesand G.S., Bache C.A., Lisk D.J. Dietary selenium protection of methyl-mercury intoxication of Japanese quail. — *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.*, 1974, N 11, p. 152–156.

Weers A.W. van. Uptake and loss of ^{65}Zn and ^{60}Co by the mussel *Mytilus edulis*. — In: *Radioactive contamination of the marine environment*. Vienna: IAEA, p. 384–401.

S.W. Fowler, G. Benayoun

INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL FACTORS ON SELENIUM FLUX THROUGH MARINE ORGANISMS

Summary

The influence of certain environmental factors on the flux of Se through marine biota has been studied.

Over a Se concentration range in sea water spanning 3 orders of magnitude, bioaccumulation of Se by mussels was strongly dependent upon the ambient Se concentration in sea water. Mussels accumulated Se (+4) to a much greater extent than Se (+6) and bioaccumulation was dependent upon temperature and mussel size. The presence of varying amounts of Hg did not significantly alter Se uptake kinetics in mussels. Shrimp accumulated Se to a lesser degree than mussels, the difference in concentration factors being due to the large amount of isotope lost with shrimp molts.

Once incorporated Se was lost more rapidly from shrimp than from mussels. Temperature influenced loss from mussels but not from shrimp. Neither the chemical of Se nor Hg concentration in the organism affected Se loss from mussels. Elimination of Se from shrimp was dependent upon the route of uptake; more rapid loss was noted from individuals which had absorbed isotope directly from water than from those which had accumulated Se via the food chain. In general, long-term Se turnover was quite similar for both species; biological half-times ranged from 58 to 60 days for shrimp and 63 to 81 days for mussels. In this case of mussels, turnover rates measured in animals maintained in the laboratory differed somewhat from those determined in individuals held in field enclosures. Observed variations in flux rate may have been due to differences in food availability in the two experimental systems.

Ч. ЛЮЦУ

Югославия

КИНЕТИКА НАТРИЯ В КРЕВЕТКЕ PALAEMONETES PUGIO

Изучалась способность креветки регулировать концентрации внутренних ионов в условиях стационарного и нестационарного состояний. Исследовались потоки натрия и электрохимические потенциалы в животных, адаптированных к морской воде (434,8 мМ Na/л), изотонической (в гемолимфе 282,0 мМ Na/л) и с низкой концентрацией натрия (34,8 мМ Na/л).

Концентрации натрия в гемолимфе оставались на устойчивых уровнях (280,47 до 281,33 мМ/г) при изменении солености от 17 до 2‰. При 32‰ количество натрия

в гемолимфе составляло 322,14 мМ/л, значение, которое статистически отличается ($P = 0,05$) от такого при солености морской воды от 2 до 17‰.

Прямой перенос креветки из воды соленостью 2‰ в воду соленостью в 32‰ или, наоборот, приводит к начальному избытку или недостатку соответственно стационарной концентрации натрия в гемолимфе в устойчивом состоянии. Пространство очевидного распределения натрия соответствует изменениям уровня натрия в гемолимфе. Пространство распределения натрия соответствовало 53% веса тела при солености 32 и 17‰, но уменьшалось до 44,6% при солености 2‰.

Константы скорости выведения натрия изменились, когда креветки акклиматизировались в морской воде различной солености. Константы скорости выведения уменьшались от $1,16 \pm 0,06 \text{ ч}^{-1}$ при солености 32‰ до $0,76 \pm 0,06$ и $0,35 \pm 0,17 \text{ ч}^{-1}$, когда соленость среды понижалась до 17 и 2‰ соответственно.

По-видимому, однонаправленное выведение натрия является диффузионным в креветках, акклиматизировавшихся в морской воде ($175,4/\mu \text{ Mг}^{-1} \text{ ч}^{-1}$), изотонических средах ($136,4/\mu \text{ Mг}^{-1} \text{ ч}^{-1}$) и средах с низкой концентрацией ($18,1/\mu \text{ Mг}^{-1} \text{ ч}^{-1}$) этого иона.

Перенос организмов из низкой в высокую или из высокой в низкую соленость приводит к немедленному изменению скоростей выведения натрия. Это изменение зависило главным образом от концентрации хлорида натрия, а не от осмотической концентрации во внешней среде.

Измеренные потенциалы реполяризовались от 3,3 мВ в морской воде до -4,0 мВ в изотонических средах. При низких концентрациях в окружающей среде отрицательный потенциал возрастал до 38,2 мВ. Коэффициент проницаемости для Cl^- существенно ниже, чем для Na^+ ; $P_{\text{Na}}:P_{\text{Cl}} = 1:0,27$.

Так как теория диффузии описывает поведение потоков натрия, существует подозрение о диффузионном обмене натрия в креветке *Palaemonetes pugio*. В морской воде и среде с низкой концентрацией большие разности между измеренными и равновесными потенциалами (E_{Cl^-}) связывают с активным транспортом хлоридов.

Ch. Lucu

SODIUM KINETICS IN THE SHRIMP *PALAE MONETES PUGIO*

Summary

The ability of *Palaemonetes pugio* to regulate internal ions was studied under steady-state and non steady-state conditions. Sodium fluxes and electrochemical potentials in the shrimps adapted to sea water (434.8 mM Na/1) isosmotic (hemolymph-medium = 282.0 mM Na/1) and low concentration medium (34.8 mM Na/1) were investigated.

Hemolymph sodium concentrations were maintained an stable levels (280.47 to 281.33 mM/1) over the salinity range of 17 to 2‰. In 32‰ the hemolymph sodium was 322.14 mM/1 a value statistically different ($P = 0,05$) from those in 2 and 17‰.

Direct transfer of shrimp from 2 to 32‰ S or from 32 to 2‰ S resulted in an initial overshoot or undershoot, respectively, of steady-state hemolymph sodium concentrations. The apparent sodium distribution space paralleled changes in hemolymph sodium level. Sodium distribution space corresponded to 53% of body weight at 32 and 17‰ S, but decreased to 44.6% at 2‰ S.

Sodium efflux rate constants were altered when shrimp were acclimated to sea water of differing salinities. Efflux rate constants were reduced from $1.16 \pm 0,06 \text{ h}^{-1}$ in 32‰ S, to $0.76 \pm 0,06$ and $0.35 \pm 0,17 \text{ h}^{-1}$ as salinity of medium decreased to 17 and 2‰ S, respectively. Unidirectional sodium efflux appeared to be diffusive in the shrimps acclimated to the sea water ($175,4/\mu \text{ Mг}^{-1} \text{ h}^{-1}$), isosmotic media ($136,4/\mu \text{ Mг}^{-1} \text{ h}^{-1}$), and low concentration media ($18,1/\mu \text{ Mг}^{-1} \text{ h}^{-1}$). The transfer of organisms from low to high or from high to low salinities resulted in an immediate change in sodium efflux rates. This change was primarily dependent on the sodium chloride concentration, not the osmotic concentration of the external medium.

Measured potentials repolarize from 3.3 mV sea water to - 4.0 mV in isosmotic media. At low environmental concentrations negative potentials increase to 38.2 mV.

Permeability coefficient for Cl^- is substantially lower than for Na^+ ; $P_{\text{Na}}:P_{\text{Cl}} = 1:0.27$.

Since the diffusion theory describes the behaviour of the sodium fluxes there is a suspicion of sodium exchange diffusion phenomena in the shrimp *Palaeomonetes pugio*.

In the sea water and low medium concentration the large differences between measured potentials and equilibrium potentials (E_{Cl^-}) are attributed to active chloride transport.

Л.Н. ЗАХАРОВА

СССР

КОНЦЕНТРИРОВАНИЕ ПОЛИВАЛЕНТНЫХ МЕТАЛЛОВ ИЗ ГИДРОСФЕРЫ РАСТЕНИЯМИ

Водоросли концентрируют поливалентные металлы путем комплексообразования. В комплексных соединениях обогащение металлом возрастает в десятки тысяч раз по сравнению с содержанием в воде. Рассматриваются комплексные соединения титана, железа, марганца, полученные из водорослей, их роль в окислительно-восстановительных реакциях, а также участие в эволюции процессов обмена веществ.

В гидросфере содержится большое количество поливалентных металлов. Так, общее содержание в океане Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu оценивается в 10^{10} т. Водоросли избирательно извлекают из морской воды разнообразные вещества и концентрируют их в клетках. В процессе фотосинтеза водоросли ежегодно образуют 10^{11} т органических веществ, при этом концентрируются 10^8 т поливалентных металлов. Изучение процессов концентрирования металлов водорослями имеет непосредственное отношение к проблеме воздействия живого вещества на миграцию и распределение элементов в гидросфере. Решение проблемы — в каких формах осуществляется концентрирование металлов — поможет ответить на целый ряд вопросов гидрохимии.

Отдельные группы водорослей, принимавшие участие в разных этапах эволюции биосферы, имеют различные элементные составы, главным образом отличаются содержанием металлов (Виноградов, 1935). Для исследования вопроса о содержании и распределении поливалентных металлов в клетках разных типов водорослей и дальнейшего изучения соединений, в которых они концентрируются, водоросли, собранные в Японском море, были проанализированы эмиссионным спектральным методом. Содержание Fe, Mn, Cu, Ni, Co, Ti, V, Cr представлено в табл. 1. Полученные данные о содержании поливалентных металлов близки к концентрациям этих металлов в различных видах водорослей, рассмотренных многими авторами ранее (Виноградов, 1935; Black, Mitchell, 1952; Young, Langille, 1958; Ishibashi, Yamamoto, 1960; Yamamoto et al., 1970). При сравнении содержания отдельных металлов в водорослях и морской воде было обнаружено, что концентрация их в клетках увеличивается в 10^3 — 10^5 раз (табл. 2). Красные, бурые и зеленые водо-

Таблица 1

Содержание поливалентных металлов в морских растениях, % от сухой массы

Группы растений	Количество видов	Fe $\cdot 10^{-2}$	Mn $\cdot 10^{-2}$	Ti $\cdot 10^{-3}$	Ni $\cdot 10^{-3}$	Co $\cdot 10^{-3}$	V $\cdot 10^{-3}$	Cr $\cdot 10^{-4}$	Cu $\cdot 10^{-4}$
Красные водоросли	2	18,25	1,69	2,47	1,18	2,68	0,97	4,02	4,04
Бурые водоросли	9	3,12	0,12	1,00	1,34	0,60	0,90	2,30	3,18
Зеленые водоросли	3	2,38	0,63	2,44	1,73	0,35	1,11	3,67	3,62
Цветковое растение	1	1,05	0,48	6,36	2,70	5,45	2,74	7,87	5,35

Таблица 2

Отношение содержания поливалентных металлов в водорослях к их содержанию в морской воде

Группы растений	Fe	Mn	Ti	Co	Ni	V	Cr	Cu
Красные водоросли	90 000	200 000	12 500	16 000	54 000	4 000	80 000	5000
Бурые водоросли	16 000	30 000	5 000	18 000	12 000	4 000	46 000	4000
Зеленые водоросли	12 000	70 000	12 000	23 000	7 000	4 000	74 000	4500
Цветковое растение	5 000	50 000	32 000	36 000	110 000	10 000	160 000	6700

если наиболее обогащены Fe, Mn, Cr. Кроме того, красные и зеленые водоросли накапливают в большой степени Ti, а красные и бурые — Co. Несколько меньше все исследованные группы растений обогащены V и Cu. Наиболее сильными концентраторами Fe, Mn, Cu, Ni, Co, V, Cr являются зеленая водоросль *Enteromorpha* sp. и бурая *Agarum cribrosum*.

Способность живых клеток концентрировать поливалентные металлы может быть объяснена образованием комплексных соединений этих металлов. В таких комплексах происходит еще большее концентрирование металлов и их содержание становится выше по сравнению с содержанием в клетках растений. Так, среднее содержание марганца в растениях близко $10^{-2}\%$, меди — 10^{-3} , кобальта — $10^{-5}\%$. Внутри клеток концентрация этих металлов увеличивается до 1–4,5%. В форме комплексных соединений с белками, порфиринами, фосфатами, фенолами, хинонами, липидами поливалентные металлы принимают значительное участие в разнообразных процессах обмена веществ. Поэтому выяснение форм нахождения металлов в клетках представляет большой интерес для изучения конкретных проявлений концентраторной функции растений в биосфере (Вернадский, 1960; Бойченко и др., 1968).

При рассмотрении данных о соединениях поливалентных металлов в растительных клетках обнаруживается, что эти металлы изучались весьма неравномерно, в то время как исследованию соединений железа, меди, молибдена и марганца посвящено сравнительно много работ, формы нахождения в растениях титана, ванадия, хрома, кобальта и никеля оставались почти неизученными (Пейве, 1967; Власюк, 1969; Школьник, 1974).

Интересно сравнить распределение поливалентных металлов в клетках морских растений между липофильными веществами, экстрагируемыми органическими растворителями, и водорастворимыми. Как ранее было обнаружено, несмотря на то что в растениях при фотосинтезе не происходит сильного изменения содержания металлов, формы нахождения этих металлов и, следовательно, их экстрагируемость в разных системах растворителей, меняются. В изучавшихся нами морских растениях обнаружена высокая экстрагируемость ацетоном Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu. Соединения Co преимущественно переходят в водные экстракты. При этом отдельные металлы оказались соединенными с разными группами липидов: нейтральными или полярными. Образование соединений металлов с липидами способствует более эффективному участию их в процессах окисления и восстановления в живых клетках (Singer, 1968). Такие гидрофобные соединения металлов сохраняются в среде после отмирания растений (Виноградов, 1967).

Исходя из свойств некоторых соединений титана, являющихся сильными восстановителями, предполагалось участие этого металла в процессе фотосинтеза (Bertrand, Voronca-Spirt, 1929). В.И. Вернадский считал этот метод необходимым для жизнедеятельности растений (Вернадский, 1937). Некоторые авторы высказали мнение о возможном значении титана для растительных клеток как катализатора процессов окисления-восстановления и хлорофиллообразования. Недавно на хи-

Таблица 3

Восстанавливающая способность соединения титана с 4-фосфопантетином, выделенных из водоросли *Laminaria japonica*

Условия прединкубации	Восстановление краски, μ мол	Условия прединкубации	Восстановление краски, μ мол
4 ч темноты	2,13	4 ч темноты	0,51
	2,55		1,20
4 ч фотосинтеза	1,32	4 ч фотосинтеза	8,53
	1,67		10,99

Таблица 4

Концентрирование металлов в комплексных соединениях

Металл	Соединение	Содержание металла, % от массы соединений	Обогащение по сравнению с целой клеткой
Ti	Фосфорсодержащее	$(0,9 \pm 2,2) \cdot 10^{-2}$	2,6–30,2
Mn	С двойными связями жирных кислот	0,2–0,42	5,7–53,9
Fe	Серусодержащее	0,8–1,0	3,6–25,0

мических моделях было показано, что титан может участвовать в восстановлении молекулярного азота (Шилов, Лихтенштейн, 1971).

Нами из водоросли *Laminaria japonica* выделены обогащенные титаном фракции и комплексное соединение этого металла, в состав которого входил 4-фосфопантетиин. Выделенное соединение осуществляет реакции восстановления 2,6-дихлорфенолиндифенола (0,025% раствор) с наибольшей активностью при слабом свете, в то время как соединение железа сильнее восстанавливает при более высокой освещенности (табл. 3). Видимо, соединение титана служит защитой от переокисления в клетке, если отсутствует процесс фотосинтеза. У глубоководных водорослей это соединение, по-видимому, становится основным восстановителем (Грыжанкова и др., 1975).

Выделенные комплексы марганца с галактолипидами участвуют в выделении кислорода при фотосинтезе. Соединения марганца с моно- и дигалактозилдиглицеридом у растений разных ступеней эволюционной лестницы имеют разные количественные соотношения. У синезеленых водорослей наблюдается единственное соединение с дигалактозилдиглицеридом (Удельнова и др., 1971), а у красных, бурых и зеленых — появляется также соединение марганца с моногалактозилдиглицеридом, которое занимает основное место у высших растений. В этих комплексах с липидами содержание Mn в 42 раза больше чем в клетке (табл. 4). Изучение соединений железа методами хроматографии и электрофореза на бумаге показало, что в основном они представлены соединениями

с кофментом А и его производными — сильными восстановителями в растительных клетках, благодаря участию которых осуществляется восстановление углекислоты при фотосинтезе.

На основании проведенных исследований представляется возможным говорить не только о различной способности морских растений концентрировать железо, марганец, титан, но и о том, что в ходе эволюции вырабатывались и изменялись формы концентрирования металлов растениями.

ЛИТЕРАТУРА

- Бойченко Е.А., Савенко Г.Н., Удельнова Т.М. Эволюция концентрационной функции растений в биосфере. — Геохимия. 1968, вып. 10, с. 1260—1264.
- Вернадский В.И. Заметка о титане в биосфере. — Труды Биогеохимической лаборатории, 1937, вып. 4, 247, с.
- Вернадский В.И. Биосфера. — Избр. соч. М.: Изд-во АН СССР, 1960, т. 5. 422 с.
- Виноградов А.П. Химический элементарный состав организмов моря. — Труды Биогеохимической лаборатории, 3, 1935, вып. 3. 280 с.
- Виноградов А.П. Введение в геохимию океана. М.: Наука, 1967. 212 с.
- Власюк П.А. Биологические элементы в жизнедеятельности растений. Киев: Наукова думка, 1969. 515 с.
- Грыжанкова Л.Н., Удельнова Т.М., Бойченко Е.А. Соединения железа, марганца, титана в растениях. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1975, № 1, с. 76—82.
- Пейве Я.В. Роль металлов-микроэлементов в биохимических процессах, катализируемых ферментами. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1967, № 1, с. 11—17.
- Удельнова Т.М., Юферова С.Г., Бойченко Е.А. Соединения железа, меди марганца в листьях высших растений. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1971, № 1, с. 100—105.
- Шолов А.Е., Лихтенштейн Г.И. Биологическая фиксация молекулярного азота и ее химическое моделирование. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1971, № 4, с. 518—537.
- Школьник М.Я. Микроэлементы в жизни растений. Л.: Наука, 1974. 324 с.
- Bertrand G., Voronca-Spirt M. Recherches sur la présence et la repartition du titane dans plantes phanerogames. — Bull. Soc. chim. France, 1929, vol. 45, p. 1044.
- Black W.A.R., Mitchell R. Trace elements in common brown algae and sea water. — J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 1952, vol. 30, N 3, p. 575.
- Ishibashi M., Yamamoto T. Inorganic constituents in seaweeds. — Rec. Oceanogr. Works Jap., 1960, vol. 5, N 2, p. 55—59.
- Singer T. The respiratory chain-linked dehydrogenases. — In: Biological oxidations/ Ed. T. Singer. Intersci. Publ. New York; London: 1968, 339.
- Yamamoto T., Fujita T., Ishibashi M. Chemical studies on the seaweeds, Vanadium and titanium content in seaweeds. — Rec. Oceanogr. Works Jap., 1970, vol. 10, N 2, p. 125—132.
- Young E.G., Langille W.M. The occurrence of inorganic elements in marine algae of the Atlantic provinces of Canada. — Can. J. Bot., 1958, vol. 36, N 3, p. 301—310.

L.N. Zakharova

POLYVALENCE METAL CONCENTRATION BY PLANTS FROM HYDROSPHERE

Summary

15 plant species of the Sea of Japan contain Fe — 10^{-1} — $10^{-2}\%$, Mn — 10^{-2} — $10^{-3}\%$, Ti, Ni, Co, V — 10^{-3} — $10^{-4}\%$, Cr, Cr — $10^{-4}\%$ per dry weight unit. (When the content of separate metals in algae and sea water were compared, it was discovered that cell concentration was up 10^2 — 10^5 times). Algae were most enriched in Cr, Mn, Fe and least of all — in Cu and V in comparison with the sea water.

A substantial part of polyvalent metals was present in compounds with matters of lipid nature. This concerns Fe, Mn, Ti, V, Ni, Cr, Cu compounds. The Co compounds enter mostly into aqueous extracts. One of the main compounds concentrating Fe is its complex with acyls of the coferment, A, and Mn — with galactolipids. The nature of a Ti compound organic part is close to the 4 — phosphopanthetein.

Г.Е. ЛАЗОРЕНКО

СССР

СВЯЗЫВАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ТЕЛЛУРА И ИОДА МОЛЕКУЛАМИ АЛЬГИНАТА НАТРИЯ В МОРСКОЙ ВОДЕ

Обнаружены различия высокомолекулярной и низкомолекулярной фракции альгината натрия (полисахарид из бурых водорослей) по их способности связывать радионуклиды. Коэффициенты накопления ^{123}Te в высокомолекулярной фракции выше, чем ^{131}I . Ряды радионуклидов, сорбируемых из морской воды альгиновой кислотой и альгинатами натрия и кальция, тоже различаются.

Морская радиозология охватывает исследованиями не только все новые акватории Мирового океана, различные классы сообществ и все большее число видов, но все более обращается к изучению механизмов процессов концентрирования, включая поиски биохимических депозитов, обеспечивающих накопление радионуклидов в организме. В связи с этим возрос интерес к свойствам альгиновой кислоты и ее солей — альгинатов.

Известно, что альгиновая кислота и ее соли входят в состав клеточных стенок морских бурых водорослей (Барашков, 1963; Naug, 1964), а также межклеточное вещество на всех стадиях развития. Содержание альгинатов в водорослях — от 11 до 49%. Благодаря ионообменным свойствам эти вещества используют в медицине для выведения радиоактивного стронция из организма (Hesp, Ramsbottom, 1965). Изучение ионообменных свойств альгинатов *in vitro* позволяет делать выводы об их поведении *in vivo* (Пантелеева, 1972).

Ранее нами изучались сорбционные свойства альгиновой кислоты и альгината натрия, выделенных из черноморской бурой водоросли *Cystoseira barbata*, по отношению к радионуклидам стронция, цинка и церия (Лазоренко, Поликарпов, 1970; Lazorenko, 1971). Данная работа, посвящена изучению связывания альгинатом натрия радионуклидов теллура, молибдена и иода в воде. Параллельно изучались также сорбционные свойства альгиновой кислоты и альгината кальция.

Альгинат натрия из черноморской бурой водоросли *Cystoseira barbata* бурого цвета, его образование вызвано окислением и полимеризацией фенольных соединений при получении альгинатов (Naug, 1964). Наиболее удобный метод превращения фенольных соединений в нерастворимые — обработка растворов формальдегидом. В наших опытах для очистки раст-

Коэффициенты накопления K_n радионуклидов альгиновой кислотой и альгинатами, выделенными из *Cystoseira barbata*

Вещество	Среда	^{65}Zn	^{90}Sr	^{93}Mo	^{123}MTe	^{131}J	^{144}Ce
Натрия альгинат	0,1 М раствор в дистиллированной воде	—	3400	0	121130	98 800	14 000
Кальция Альгиновая кислота	Морская вода То же	— 7	182 37	— —	119 148	2,5 7	— 130
<i>Cystoseira barbata</i>	"	186*	40*	—	340	300*	220*

* Данные Г.Г. Поликарпова (Polikarpov, 1966).

воров альгината натрия использовали измельченный активированный уголь (Барашков, 1963). Для этого в окрашенный раствор альгината добавляли порошок активированного угля, смесь, часто перемешивая, нагревали до 40°C . Затем раствор с углем фильтровали через бумажные фильтры, центрифугировали при 18 000 g в течение 2 час. Раствор над осадком сливали в чашки Петри и сушили в вакуумном шкафу при 40°C . Сухой бесцветный альгинат использовали в опытах для определения вязкости, коэффициентов седиментации, молекулярного веса, а также в изучении ионообменных свойств молекул этого вещества.

Применение метода седиментации позволило установить полидисперсность альгината натрия (Цыцугина и др., 1973). Разделение его на отдельные фракции производили методом гель-фильтрации.

Согласно методике, используемой авторами (Парчевский и др., 1971) при исследовании связывания макромолекулами растворенного органического вещества некоторых элементов в морской воде, в растворы альгината натрия вносили (растворитель — 0,1 М NaCl в дистиллированной воде) соответствующие радионуклиды так, что начальная концентрация ^{123}MTe и ^{131}J составляла 10^{-7} кюри/мл, а ^{93}Mo — $0,8 \cdot 10^{-8}$ кюри/мл.

Обычную хроматографическую колонку наполняли сефадексом G-100. На гель наносили 1 мл 0,20%-ного раствора альгината натрия и радионуклида. На контрольную колонку наносили растворы альгината натрия без радионуклидов. В обоих случаях элюентом была дистиллированная вода, элюат (объем 3 мл) собирали и анализировали радиоактивным раствором, — в стеклянные стаканчики с притертыми пробками и определяли активность; в случае контроля выхода макромолекул без вносимой активности спектрофотометром СФ-4А определяли оптическую плотность на длине волны 260 мкм.

Молекулы альгината натрия распределяются по двум фракциям с молекулярными весами 800 000 и 37 000, их характеристические вязкости — 120 и 2 единицы соответственно (Цыцугина и др., 1973). Высокомолекулярную фракцию альгината натрия использовали для изучения ионообменных свойств по отношению к радионуклидам теллура, иода и

молибдена. Опыты с альгиновой кислотой и альгинатом кальция проводили в морской воде по методике, описанной ранее (Лазоренко, Поликарпов, 1970).

Совпадение пиков активности и оптической плотности растворов свидетельствует, что молекулы высокомолекулярной фракции альгината натрия связывают ^{123}Te с большими коэффициентами накопления, чем ^{131}J ; ^{93}Mo макромолекулы исследуемого вещества не связывают (см. табл.). Ряды радионуклидов, которые сорбируют альгиновая кислота (1) и альгинат кальция (2) из морской воды, и молекулы альгината натрия из водных растворов (3) представляются в следующем виде:

$\text{Te} > \text{Ce} > \text{Sr} > \text{Zn}, \text{J}$ (1)

$\text{Sr} > \text{Te} > \text{J}$ (2)

$\text{Te} > \text{J} > \text{Ce} > \text{Sr} > \text{Zn}, \text{Mo}$ (3)

Каждый из них оказывается весьма специфичным.

ЛИТЕРАТУРА

- Берашков Г.К. Химия водорослей. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 142 с.
- Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г. Экспериментальное изучение фиксации радионуклидов стронция и церия альгиновой кислотой из морской воды. — Докл. АН УССР, 1970, т. 5, сер. Б, с. 445—448.
- Парчевский В.П., Хайлов К.М., Ерохин В.Е. Экспериментальный анализ взаимодействия церия-144, рутения-106, цинка-65 и цезия-137 высокомолекулярными компонентами растворенного органического вещества морской пены и детрита. — В кн.: Проблемы радиоэкологии водных организмов. Свердловск: Изд-во УФАИ СССР, 1971, с. 22—28.
- Пантелеева А.П. Некоторые закономерности взаимодействия альгиновой кислоты с катионами металлов. — В кн.: Радиационная и химическая экология гидробионтов. Киев: Наукова думка, 1972, с. 112—115.
- Цыцугина В.Г., Русик Н.С., Лазоренко Г.Е. Искусственные и естественные радионуклиды в жизни гидробионтов. Киев: Наукова думка, 1973. 152 с.
- Haug A. Compositions and properties of alginates. — Norw. Inst. Sea weed Res., Rept, 1964, N 30 123 p.
- Hesp R., Ramsbottom B. Effect of sodium alginate in inhibiting uptake of radiostrontium by the human body. — Nature, 1965, N 208, p. 5017.
- Lazorenko G.E. Fixation of Sr, Zn and Ce radionuclides by sodium alginate and alginic acid from sea water. — Proc. Symp. Radioecol. Applied to the Protection of Man and His Environment, Rome, 1971, p. 1369—1376.
- Polikarpov G.G. Radioecology of aquatic organisms. Amsterdam; New York: North-Holland Publ. Co. Reinold Publ. Co., 1966. 314 p.

G.E. Lazorenko

FIXATION OF Te AND J RADIONUCLIDES BY SODIUM ALGINATE MOLECULES IN SEA WATER

Summary

The different fixation power of radionuclides for high-molecular and low-molecular fractions of sodium alginate (polysaccharide from brown algae) was revealed. The accumulation coefficients of ^{123}Te for the high-molecular fraction are higher than those for ^{131}J .

Radionuclide series absorbed from sea water by alginic acid and sodium and calcium alginates are also different.

РОЛЬ ПОЛИСАХАРИДОВ БУРЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В ИЗВЛЕЧЕНИИ НЕКОТОРЫХ РАДИОНУКЛИДОВ МЕТАЛЛОВ ИЗ МОРСКОЙ ВОДЫ

Приведены результаты экспериментального изучения роли полисахаридов бурь водорослей в концентрировании ^{44}Ti , ^{45}Ca , ^{54}Mn , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{144}Ce из морской воды. Удаление фукоидана из цистозеры не оказывает заметного влияния на сорбционные свойства ее отдельных компонентов (относительно ^{44}Ti , ^{54}Mn , ^{91}Y и ^{144}Ce). Уменьшение величин коэффициентов накопления ^{90}Sr в разлагающихся водорослях связано с уменьшением сорбционных свойств ее отдельных полисахаридов при изменившихся pH внутриклеточных растворов.

При изучении процессов миграции ^{90}Sr в море подтвердилось мнение (Поликарпов, 1960; Polikarpov, 1966), что сравнительно высокие коэффициенты накопления этого радионуклида характерны как для живых, так и мертвых бурь водорослей. При их разложении и детритообразовании происходит выделение ^{90}Sr в окружающую среду. Описанный характер накопления радионуклидов живыми и мертвыми морскими растениями может быть связан непосредственно с довольно устойчивыми структурами, сохраняющимися некоторое время в погибших растениях (Поликарпов, 1967; Баранова-Рындина, Поликарпов, 1969). Каковы эти структуры? По химическому составу бурь водоросли отличаются от других типов морских растений. Они содержат значительные количества (73–74%) простых и сложных углеводов, 1–3% липидов, 5–15% белков, содержание золы достигает 20–30% от сухого веса, а в исключительных случаях — 40–47,5%; pH внутриклеточных растворов лежит в пределах 1–6 (Барашков, 1963; Erpley, Bovell, 1958; Hampson, 1967).

Простые углеводы представлены сахарным спиртом — маннитом, а сложные — альгиновыми кислотами, фукоиданом (ламинараном) и альгулезой. Альгиновые кислоты встречаются в макрофитах в виде нерастворимых (Ca, Mg, Fe) и растворимых солей. Первые вместе с другими полисахаридами могут составлять основу клеточных стенок, вторые — субстанцию межклеточного пространства. Вместе с ламинараном и альгиновой кислотой в состав клеточных структур входит слизистое вещество — фукоидан (кальциевая соль фукоидиновой кислоты). Он обнаружен также и в вязких межклеточных растворах. Водорослевая клетчатка — альгулеза — составляет основу клеточных стенок. Несмотря на большой материал по содержанию отдельных классов органических соединений в бурь водорослях, все еще остается неясной роль этих соединений при извлечении некоторых радионуклидов из окружающей среды.

Нами проведено экспериментальное исследование, имеющее цель выяснить значение отдельных полисахаридов бурь водорослей

(альгиновых кислот, фукоидана и альгулезы) в извлечении ^{44}Ti , ^{54}Mn , ^{90}Sr , ^{91}Y и ^{144}Ce из морской воды. Опыты проводили с живыми водорослями (*Cystoseira barbata*, *C. corniculata*, *Padina pavonia*, *Scytosiphon lomentaria*), высушенными образцами, содержащими все полисахариды или исключая отдельные виды полисахаридов, а также отдельными углеводами (альгиновыми кислотами, альгулезой), выделенными из этих растений. Извлечение полисахаридов из макрофитов и их определение в образцах осуществляли по ранее описанным методикам (Кизеветтер и др., 1967; Рындина, 1975а; Percival, Mc Dowell, 1967).

Все радиометрические измерения проводились на установке Б-4 со счетчиком СБТ-13 и на установке γ -счета, в которую входили датчики УСД-1 и ВС-22 и пересчетный прибор ПП-9. Результаты обрабатывали методами математической статистики. Параметры оценивали с точностью, соответствующей доверительной вероятности 0,95.

По изменению величин коэффициентов накопления ^{44}Ti , ^{45}Ca , ^{54}Mn , ^{90}Sr и ^{144}Ce различными образцами бурых водорослей в процессе их размножения следует, что все радионуклиды могут быть разбиты на две группы. К первой группе отнесены ^{44}Ti , ^{54}Mn , ^{91}Y и ^{144}Ce (рис. 1, 2). Удаление фукоидана из цистозир не оказывает заметного влияния на изменение сорбционных свойств полученных образцов (в отношении этих радионуклидов) по сравнению с водорослями, содержащими все полисахариды. Вторую группу составляют ^{45}Ca и ^{90}Sr (рис. 3–6). Они значительно хуже сорбируются макрофилтрами, лишенными фукоидана. Последний в *C. barbata* и *C. corniculata* может выступать как в роли концентратора ^{45}Ca , так и стимулятора процессов фиксации ^{90}Sr альгиновыми кислотами. Реакция среды внутриклеточных жидкостей живой цистозир кислая (рН 5,87). В процессе детритообразования возрастает щелочность (рН 7,4). Немаловажную роль при этом играет присутствие фукоидана в растворах. Добавление его во внутриклеточные жидкости разлагающихся водорослей приводит к уменьшению рН этих растворов. Это не может не оказывать влияния на общие величины коэффициентов накопления ^{90}Sr как разлагающимися водорослями, так и отдельными полисахаридами. Изучение сорбционных свойств альгиновых кислот во внутриклеточных жидкостях живой и разлагающейся цистозир, а также определение коэффициентов накопления ^{90}Sr и содержания альгиновых кислот, фукоидана и альгулезы в одних и тех же образцах гидробионтов подтверждают это (табл. 1, 2). Если в начале эксперимента величины коэффициентов накопления радиостронция в альгиновых кислотах приближались к 400 единицам (рН 5,87), то по мере разложения водорослей и увеличения рН внутриклеточных растворов (рН 7,4) они резко снижались до 31 единицы. Если учесть, что содержание альгиновых кислот в цистозир составляет 37–40%, а коэффициенты накопления радиостронция в ней равны 320 единицам в расчете на сухой вес, то можно с уверенностью сказать, что значительная часть этого радионуклида поглощается в водорослях этим полисахаридом.

Влияние количества фукоидана на накопление радиостронция *C. barbata* в условиях эксперимента с достаточной точностью выражается эм-

Рис. 1. Изменение коэффициентов накопления (K_H) ^{44}Ti в *S. barbata* в процессе детритообразования

1 — живые; 2 — мертвые водоросли;
3 — обработанные 0,2 н. H_2SO_4

Рис. 2. Изменение коэффициентов накопления радионуклидов в *S. barbata* в процессе детритообразования

а — ^{54}Mn ; б — ^{91}Y ; в — ^{144}Ce ;
1 — мертвые водоросли; 2 — обработанные 0,2 н. H_2SO_4 ; 3 — обработанные 1 % CaCl_2

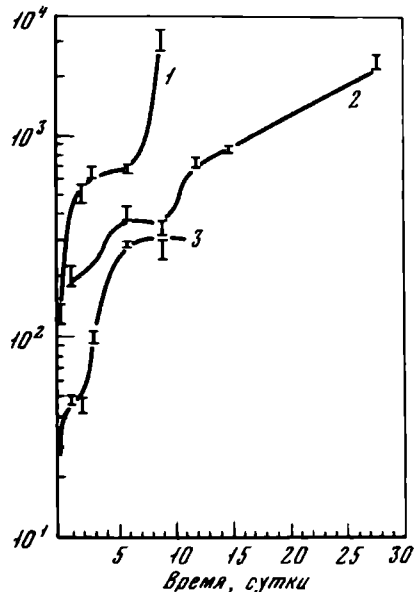


Рис. 1

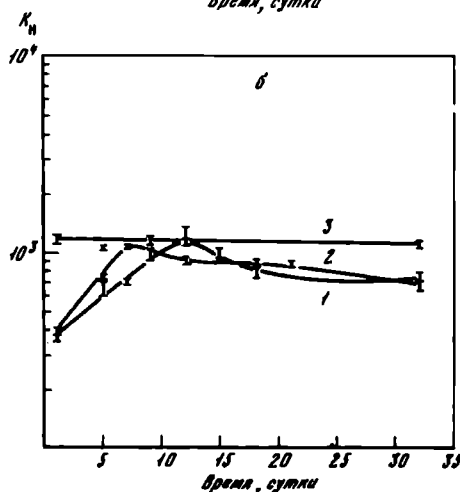
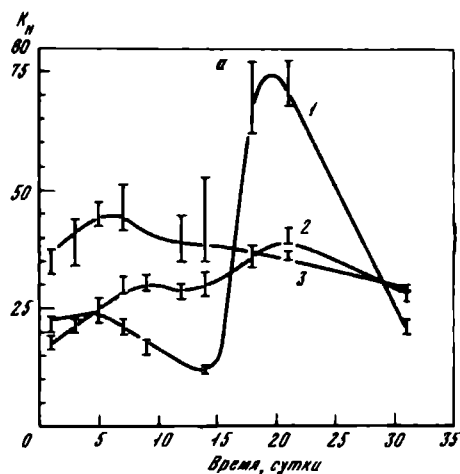
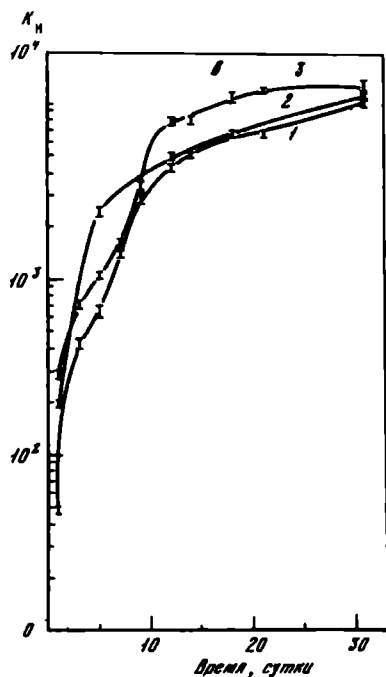


Рис. 2



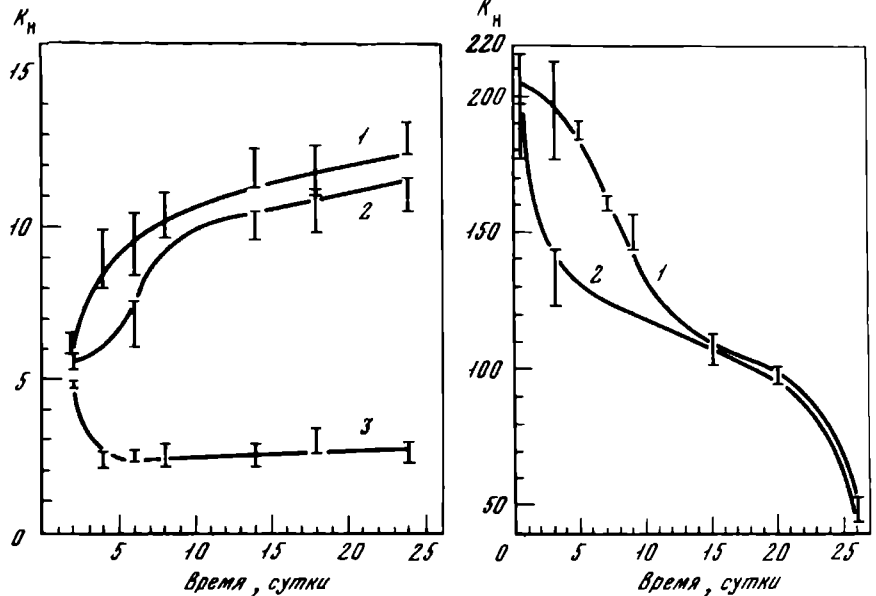


Рис. 3. Изменение коэффициентов накопления ^{45}Cs в *C. comiculata* в процессе детритообразования

1 — мертвые водоросли; 2 — живые; 3 — обработанные 0,2 н. H_2SO_4

Рис. 4. Изменение коэффициентов накопления ^{90}Sr в *C. comiculata* в процессе детритообразования

1 — живые, 2 — мертвые водоросли

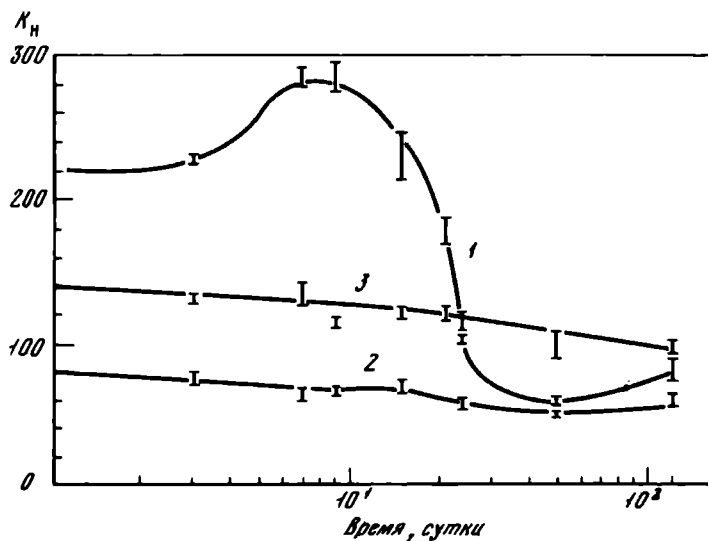


Рис. 5. Изменение коэффициентов накопления ^{90}Sr в *C. barbata* в процессе детритообразования

1 — живые, 2 — мертвые водоросли, 3 — обработанные 0,2 н. H_2SO_4

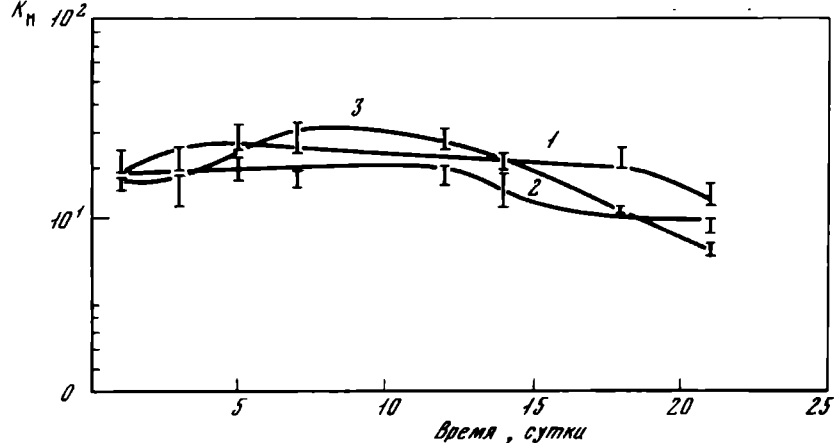


Рис. 6. Изменение коэффициентов накопления ^{45}Ca в *C. barbata* в процессе детритаобразования

1 — мертвые водоросли; 2 — обработанные 0,2 н. H_2SO_4 ; 3 — обработанные 1%-ным CaCl_2

пирической формулой:

$$K_n = 210c^{1,428} \cdot e^{-0,4443c},$$

где K_n — коэффициенты накопления ^{90}Sr , c — количество фукоидана в 100 г сухой водоросли, доведенной до постоянной массы при 60°C .

Процессы накопления ^{90}Sr сезонными бурями водорослями *Scytosiphon lomentarius* (достигающими максимума развития в феврале) и *Padina pavonia* (произрастающими летом) аналогичны (табл. 3).

Живые водоросли накапливают значительные количества радиостронция. При гибели и образовании детрита происходит выделение его в окружающую среду. Значительную роль при этом играет увеличение pH внутриклеточных растворов разлагающихся водорослей (с 6 до 7,8), что снижает величины коэффициентов накопления K_n радиостронция в альгиновых кислотах *P. pavonia* в 2, а *Scytosiphon lomentarius* в 20 раз. Одним изменением сорбционных свойств альгиновых кислот при изменении pH внутриклеточных растворов нельзя объяснить уменьшение величин коэффициентов накопления ^{45}Ca в образцах, лишенных фукоидана. Во-первых, величины коэффициентов накопления ^{45}Ca в альгиновых кислотах незначительны и составляют $18,1 \pm 1,4$ единицы. Во-вторых, к концу эксперимента во всех исследованных образцах величины коэффициентов накопления ^{45}Ca значительных изменений не претерпевают. Остается предположить, что сам фукоидан принимает участие в извлечении ^{45}Ca из окружающей среды. Это подтверждают результаты экспериментальных исследований химического состава полисахаридов, находящихся в растворенном виде во внутриклеточных жидкостях водорослей (Барашков, 1963). Вероятно, в состав клеточных структур *C. barbata* входит ряд высокомоле-

Таблица 1

Изменение коэффициентов накопления ^{90}Sr альгиновыми кислотами во внутриклеточных растворах *C. barbata* в зависимости от pH

Продолжительность опыта, сутки	pH растворов	K_n ^{90}Sr	Продолжительность опыта, сутки	pH растворов	K_n ^{90}Sr
0	5,87	383	18	6,40	35,4
2	5,88	382	28	7,40	31,4
14	6,17	294	31	7,40	31,0

Таблица 2

Изменение коэффициентов накопления ^{90}Sr и содержание полисахаридов в *Cystoseira barbata* при разложении

Время от начала опыта, сутки	K_n ^{90}Sr в образцах водорослей	Содержание полисахаридов, %		
		альгиновая кислота	альгулеза	фукоидан
2	273,0±8,8	27,7±3,6	7,1±0,7	3,3±0,1
4	239,8±6,2	22,3±2,8	6,9±0,4	2,6±0,2
6	245,2±7,1	24,9±1,4	7,5±0,2	2,2±0,1
8	212,9±6,4	27,4±1,7	7,0±0,3	1,9±0,2
10	155,5±18,6	23,6±2,6	7,7±0,2	1,3±0,2
12	71,4±6,2	21,1±1,1	7,2±0,2	0,7±0,1
14	32,1±2,0			

Примечание. Температура окружающей среды — 26°C; видимое разложение водорослей наблюдалось на 6–8 сутки.

Таблица 3

Величины коэффициентов накопления ^{90}Sr живыми и высушенными растениями Черного моря и их детритом

Вид растения	Коэффициенты накопления K_n					
	живые растения		высушенные растения		детрит	
	сырая масса	сухая масса	сырая масса	сухая масса	сырая масса	сухая масса
<i>Cystoseira barbata</i>	42,1±2,0	324,1±5,6	24,3±1,8	208,6±10,4	3,9±1,4	58,4±1,8
<i>Padina pavonia</i>	25,3±3,4	324,1±5,6	18,6±1,4	193,3±16,0	5,1±0,4	56,4±6,8
<i>Scytosiphon lomentarius</i>	6,4±0,2	108,6±3,0	2,0±0,1	30,9±1,8	1,4±0,0	26,1±2,4

Таблица 4

Сорбция ^{45}Ca , ^{44}Ti , ^{54}Mn , ^{90}Sr , ^{91}Y и ^{144}Ce различными водорослевыми полисахаридами

Полисахариды	Коэффициенты накопления		
	^{45}Ca	^{54}Mn	^{90}Sr
Альгиновые кислоты			
<i>C. barbata</i>	$18,1 \pm 1,4$	$3,6 \pm 0,9$	$439,1 \pm 19,1$
<i>C. corniculata</i>	$9,2 \pm 1,5$	$4,4 \pm 0,7$	$329,6 \pm 3,33$
Альгулезы			
<i>C. barbata</i>			
а) живая	$3,8 \pm 0,4$	$202,3 \pm 7,6$	$11,2 \pm 4,8$
б) детрит	$9,4 \pm 1,2$	$29,5 \pm 4,2$	$22,6 \pm 5,2$
<i>C. corniculata</i>	$8,0 \pm 0,6$	$18,8 \pm 2,7$	$6,5 \pm 0,6$
<i>L. rodriguezi</i>	$6,6 \pm 0,7$	$3,9 \pm 0,3$	$25,7 \pm 2,5$
<i>P. pavonia</i>	$4,3 \pm 0,5$	$58,4 \pm 5,0$	$3,3 \pm 0,4$

Таблица 4 (окончание)

Полисахариды	Коэффициенты накопления		
	^{91}Y	^{144}Ce	^{44}Ti
Альгиновые кислоты			
<i>C. barbata</i>	$121,4 \pm 2,9$	$346,4 \pm 18,1$	$184,6 \pm 23,7$
<i>C. corniculata</i>	$297,4 \pm 24,7$	$3365,1 \pm 145,4$	$411,4 \pm 51,1$
Альгулезы			
<i>C. barbata</i>			
а) живая	$241,2 \pm 15,1$	$2634,3 \pm 249,3$	$72,4 \pm 1,1$
б) детрит	$338,3 \pm 16,4$	$1155,1 \pm 83,5$	—
<i>C. corniculata</i>	$1555,5 \pm 55,5$	$240,3 \pm 13,9$	$55,6 \pm 5,5$
<i>L. rodriguezi</i>	$771,4 \pm 51,6$	$2234,2 \pm 329,4$	$183,3 \pm 24,5$
<i>P. pavonia</i>	$9958,8 \pm 1232,3$	$2255,0 \pm 295,5$	$137,7 \pm 32,5$

кулярных соединений, способных в большей или меньшей степени извлекать ^{45}Ca из морской воды. К числу последних можно отнести и структурные полисахариды: альгиновые кислоты и альгулезу, коэффициенты накопления радиокальция в которых составляют $18,1 - 9,4$ единицы (табл. 4).

Значение альгулезы в концентрировании ^{44}Ti , ^{90}Sr невелико, что подтверждается количеством радионуклида, остающегося в водорослях, обогащенных альгулезой, а также невысокими коэффициентами накопления радионуклида в чистом полисахариде в течение длительного экс-

Распределение ^{90}Sr , ^{44}Ti между экстрактами соляной кислоты, щелочами и нерастворимыми остатками бурых водорослей

Изотоп	Содержание изотопов, %		
	десорбирующие растворы		нерастворимый остаток
	0,1 н кислота	0,1 н щелочь	
^{44}Ti	42,8	45,0	12,2
^{90}Sr	86,6	9,1	4,3

перимента (табл. 5). Не исключено также, что некоторую роль в концентрировании ^{91}Y и ^{144}Ce из морской воды играют альгиновые кислоты и альгулеза.

Таким образом, удаление фукоидана из *C. barbata* и *C. corniculata* не оказывает заметного влияния на сорбционные свойства ее отдельных компонентов в отношении ^{44}Ti , ^{54}Mn , ^{91}Y и ^{144}Ce в процессе разложения.

Фукоидан в *C. barbata* и *C. corniculata* может выступать, по-видимому, как в роли концентратора ^{45}Ca , ^{90}Sr , так и стимулятора процессов фиксации ^{90}Sr альгиновыми кислотами. Резкое уменьшение величин коэффициентов накопления ^{90}Sr в разлагающихся бурых водорослях (*C. barbata*, *C. corniculata*, *P. pavonia*, *Scytosiphon lomentarius*), вероятно, связано с уменьшением сорбционных свойств их отдельных полисахаридов (особенно альгиновых кислот) при изменении pH внутриклеточных растворов. Не исключено также участие альгиновых кислот, альгулезы *C. barbata* и *C. corniculata* в концентрировании ^{91}Y и ^{144}Ce из морской воды. В то же время следует отметить, что значение водорослевой клетчатки в извлечении ^{44}Ti , ^{45}Ca , ^{90}Sr в этих процессах невелико, но существует определенная зависимость между величинами коэффициентов накопления ^{90}Sr и содержанием фукоидана в *C. barbata*. При детритообразовании *C. barbata* содержание фукоидана изменяется по линейному закону и может быть выражено следующей временной зависимостью: $C = -0,25t + 3,75$.

ЛИТЕРАТУРА

- Баранова-Рындина Д.Д., Поликарпов Г.Г. Коэффициенты накопления стронция-90 живыми и убитыми морскими водорослями. — Радиобиология, 1969, т. 9, № 3, с. 468—472.
- Барашков Г.К. Химия водорослей. М.: Изд-во АН СССР, 1963, 142 с.
- Кизеветтер И.В., Грюнер В.С., Етушенко В.А. Переработка морских водорослей и других промысловых водных растений. М.: Пищепром, 1967, с. 324—326.
- Поликарпов Г.Г. О накоплении осколочных радиоизотопов морскими организмами. 1. Аккумуляция бентосными растениями и животными стронция-90, йттрия-91 и церия-144. — В кн.: Научные доклады высшей школы, Биологические науки, 1960, № 3, с. 97—105.

- Поликарпов Г.Г. Проблемы радиационной и химической экологии морских организмов. — Океанология, 1967, № 7, с. 561—570.
- Рындина Д.Д. Роль высокомолекулярных соединений бурых водорослей в извлечении стронция-90 из морской воды. — В кн.: Радиохемоэкологические исследования в Средиземном море. Киев: Наукова думка, 1975а, с. 66—75.
- Рындина Д.Д. Накопление и фиксация ^{45}Ca , ^{54}Mn , ^{57}Co и ^{90}Sr различными водорослевыми полисахаридами. — В кн.: Радиохемоэкологические исследования в Средиземном море. Киев: Наукова думка, 1975б, с. 75—80.
- Erpley R.W., Bovell C.R. Sulfuric acid in Desmarestia. — Biol. Bull. Mar. Biol. Lab. Woods Hole, 1958, N 115, p. 101—106.
- Hampson M.A. Uptake of radioactivity by aquatic plants and location in the cells. — J. Exp. Bot., 1967, vol. 18, N 54, p. 17—33.
- Percival E., McDowell R.H. Chemistry and enzymology of marine algal polysaccharides. London; New York: Acad. Press, 1967, p. 99—101.
- Polikarpov G.G. Radioecology of aquatic organisms. Amsterdam; New York: North Holland Publ. Co. Reinold Book-Div., 1966, p. 134—136.

D.D. Ryndina

THE ROLE OF POLYSACCHARIDES OF BROWN ALGAE IN THE EXTRACTION OF SOME RADIONUCLIDES OF METALS FROM SEA WATER

Summary

Experimental results of the role of brown algae polysaccharides in the concentration of ^{44}Ti , ^{45}Ca , ^{54}Mn , ^{90}Sr , ^{91}Y and ^{144}Ce from sea water are given.

Sorption properties of single Cystosira components (as regards to ^{44}Ti , ^{54}Mn , ^{91}Y and ^{144}Ce) are shown to be unaffected by the fucoidan elimination from it. The decrease of concentration coefficients values of ^{90}Sr in decomposed algae is related to the sorption properties diminution of their single polysaccharides under varied pH of the intracellular solutions.

Ю.Ю. КРАВЦОВА, Г.Н. САЕНКО

СССР

БИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПОВЕДЕНИЯ ИОДА ПРИ ВЗАИМОДЕЙСТВИИ ВОДОРосЛЕЙ С МОРСКОЙ ВОДОЙ

В 42 видах Rhodophyta, Phaeophyta, Chlorophyta и 4 видах Embryophyta литорали и сублиторали Японского и Охотского морей определены коэффициенты накопления иода по отношению к морской воде. Обнаружен новый концентратор иода *Myriogramme yezoensis*. Показано избирательное накопление иода различными частями водорослей и зависимость его содержания от глубины произрастания и ширины местности.

Миграция иода в гидросфере определяется накоплением водорослями; поступлением в воду при отмирании организмов, при вулканических извержениях и при растворении иодсодержащих вадозных минералов.

Иод — один из биологически высокоактивных химических элементов. В.И. Вернадский (1954) отнес Br, Cs, Ga, In, J, Li, Rb, Sc, Ti, Y

к типу рассеянных элементов, из которых только J и Br способны давать соединения в живых организмах и концентрироваться в них. Высокая степень концентрирования объясняется вхождением элементов в органические соединения и особенно появлением связей типа J—C, Br—C, F—C и т.д. (Виноградов, 1965). Наиболее сильные концентраторы иода — морские водоросли, содержащие этот элемент в сотни и тысячи раз больше, чем морская вода (Vinogradov, 1953). Определение иода в водорослях представляет интерес с разных точек зрения. Водоросли-концентраторы могут быть использованы в качестве лекарственных препаратов. Определение уровней содержания микроэлементов важно для хемосистематики и филогенетики (Федоров, Пименов, 1967). Знание колебаний содержания иода в связи с экологическими условиями необходимо для разработки основ рационального ведения морских хозяйств (Аверкиев, 1930; Black, 1950).

В 42 видах Rhodophyta, Phaeophyta, Chlorophyta и 4 видах Embryophyta из литорали и сублиторали Японского и Охотского морей определено содержание иода и рассчитаны коэффициенты его накопления по отношению к морской воде мест обитания растений. Водоросли и цветковые растения Японского моря собраны в августе и сентябре 1971, 1972 и 1974 гг., а Охотского — в августе и сентябре 1973 г.

Образцы в количестве 200–500 г высушивали при 105°С и измельчали в порошок. Навеску порошка 50–100 мг помещали в кварцевые тигли (определение проводили трижды), равномерно смачивали 30%-ным раствором K₂CO₃ и озоляли в муфельной печи, постепенно поднимая температуру в течение 4–5 час до 450–500° (Швейкина, Чернавина, 1966). После озоления тигли переносили в стаканчики и высаливали иодид-ион, добавляя 25 мл 20% NaCl. Иод определяли из аликвотной части отфильтрованного раствора экстракционно-фотометрическим методом (Лапин, Рейс, 1967), основанном на переводе соединений иода в молекулярную форму. При взаимодействии иода с бромидом образуется комплексный ион J₂Br, дающий окрашенное соединение с бриллиантовым зеленым. После экстракции толуолом определялась оптическая плотность синезеленого толуольного слоя на ФЭК-М при λ = 680 нм. Чувствительность метода 10⁻² мкг/мл. Относительная ошибка определения иода в биологических пробах ±4–11%.

В морской воде иод присутствует в основном в виде J⁻ и IO₃⁻ — ионов (Sugawara and Terada, 1958). Иод в морской воде определяли тем же методом, что и в водорослях, предварительно переводя иодат-ион в иодид-ион с помощью 1%-ного раствора Na₂SO₃.

Концентрация иода в воде зал. Восток у берега составляла 64 мкг/л, на глубине 5 м — 73 мкг/л, в прибрежной воде зал. Посъета — 33 мкг/л. Содержание иода в водах Охотского моря, по данным Бэркли и Томпсона (Шишкина, 1966), составляет 59 мкг/л. Из морских растений наиболее богаты иодом Phaeophyta¹ и Rhodophyta (табл. 1, 2), что, по-ви-

¹ Растения определены В.Ф. Макенко, за что авторы выражают ей глубокую признательность. Авторы благодарят также Н.Н. Бельчеву за любезно предоставленные растения Охотского моря.

Таблица 1

Концентрирование йода водорослями и травами в заливах Восток (I)
и Посыта (II) Японского моря

Вид	Место сбора и глубина, м	Содержание йода, % от су- хой массы	K_H
Embryophyta			
<i>Zostera asiatica</i>	I, бухта Прибойная, 3	0,0045	600
<i>Z. japonica</i>	I, бухта Средняя, 1	0,0093	1450
<i>Z. marina</i>	II, бухта Витязь, 1	0,0070	1100
<i>Phyllospadix iwatensis</i>	I, бухта Средняя, 1	0,0070	11100
Chlorophyta			
<i>Enteromorpha clathrata</i>	I, район биостанции, 0,5	0,0021	300
<i>Ulva fenestrata</i>	I, бухта Восток, 1,5	0,013	2060
<i>Ulvaria splendens</i>	I, район биостанции, 5	0,019	2600
<i>Chaetomorpha moniligera</i>	I, район биостанции	0,0024	370
<i>Cladophora stimosonii</i>	I, район биостанции 1,5	0,0086	1300
<i>Codium yessoense</i>	I, бухта Средняя, 2	0,013	2000
Rhodophyta			
<i>Grateloupia divaricata</i>	I, бухта Восток, 0,5	0,068	10600
<i>G. turu-turu</i>	I, бухта Восток	0,0069	1080
<i>Tichocarpus crinitus</i>	I, бухта Восток	0,043	6600
<i>Chondrus pinnulatus</i>	"	0,017	2600
<i>Ch. yendoi</i>	"	0,030	5000
<i>Ptilota filicina</i>	I, мыс Подосенова, 9	0,42	56900
<i>Ceramium kondoi</i>	I, район биостанции	0,014	2100
<i>Campylasphora hypnaeoides</i>	I, бухта Восток, 1	0,094	14600
<i>Delesseria violacea</i>	I, бухта Восток, 30	0,015	2100
<i>Myrlogramme yezoensis</i>	"	0,75	103000
<i>Heterosiphonia japonica</i>	"	0,015	2300
<i>Polysiphonia japonica</i>	I, район биостанции, 0,5	0,055	9000
<i>Rhodomela larix</i>	I, бухта Восток, 1	0,023	3500
Phaeophyta			
<i>Dictyota dichotoma</i>	I, бухта Средняя, 0,5	0,0047	1700
<i>Chordaria flagelliformis</i>	II, бухта Идол, 1	0,088	2650
<i>Heterochordaria abietina</i>	I, бухта Чуэгова, 0,5	0,0051	800
<i>Desmarestia viridis</i>	I, район биостанции, 1	0,12	19000
<i>Chorda filum</i>	I, мыс Елизарова, 5	0,0084	1200
<i>Laminaria cichorioides</i>	I, мыс Подосенова, 3	0,47	64000
<i>L. cichorioides</i>	I, мыс Подосенова, 12	0,75	103000
<i>L. japonica</i>	"	0,70	96000
<i>Agarum cribrosum</i>	I, мыс Елизарова, 7	0,041	5600
<i>Costaria costata</i>	I, мыс Тафуин, 9	0,0085	1300
<i>Pelvetia wrightii</i>	I, район биостанции		
стерильная	"	0,11	17000
фертильная	"	0,010	1600
<i>Cystoseira crassipes</i>	II, бухта Витязь, 1,5	0,028	8400
<i>Sargassum myiabel</i>	I, " 30	0,021	2700

Таблица 1 (окончание)

Вид	Место сбора и глубина, м	Содержание иода, % от су- хой массы	K_H
<i>S. pallidum</i>	I, мыс Подосенова, 5	0,0090	1200
<i>S. pallidum</i>	I, бухта Средняя, 2,5		
листовые пластинки	"	0,023	3600
плавательные пузыри	"	0,0077	1050
стеблевидная часть	"	0,011	1700
<i>S. pallidum</i>	I, мыс Подосенова, 1		
листовые пластинки	"	0,014	1800
плавательные пузыри	"	0,0077	1050
стеблевидная часть	"	0,0090	1200

Таблица 2

Концентрирование иода водорослями и травами Охотского моря

Вид	Место сбора и глубина, м	Содержание иода, % от су- хой массы	K_H
Embryophyta			
<i>Phyllospadix iwatensis</i>	О-в Итуруп, бухта Золотая, 1	0,014	2400
Chlorophyta			
<i>Ulva fenestrata</i>	О-в Итуруп, бухта Золотая, 1	0,0084	1400
Rhodophyta			
<i>Chondrus yendoi</i>	О-в Уруп, 0,5	0,069	11700
<i>Halosacclon glandiforme</i>	О-в Итуруп, г. Курильск, 1	0,0058	980
<i>H. glandiforme</i>	О-в Уруп, зал. Щукина, 1	0,015	2500
<i>Rhodomela laria</i>	О-в Итуруп, бухта Золотая, 1	0,035	5800
<i>Rh. laria</i>	О-в Итуруп, зал. Щукина, 1	0,17	29000
<i>Porphyra</i> sp.	О-в Итуруп, бухта Золотая, 1	0,0020	300
<i>P. sp.</i>	О-в Шиашкотан, 1	0,0025	400
<i>P. sp.</i>	О-в Онекотан, бухта Нигаро, 1	0,034	6200
Phaeophyta			
<i>Laminaria</i> sp.	О-в Уруп, 1	0,11	19300
<i>L. sp.</i>	П-ов Тайгонос	0,34	56700
<i>L. inclinatorhiza</i>	Зал. Амахтонский, 13	0,58	97400
<i>L. inclinatorhiza</i>	Зал. Амахтонский, 16	0,81	136000
<i>L. inclinatorhiza</i>	Зал. Амахтонский, 18	1,14	193000
<i>Cymathoe japonica</i>	О-в Итуруп, бухта Золотая, 1	0,20	33800
<i>C. japonica</i>	О-в Парамушир, 1	0,45	76000
<i>Alaria marginata</i>	О-в Уруп, 1	0,15	25000
<i>Pelvetia wrightii</i>	О-в Малый Шантар, 0,5	0,031	5200
<i>Sargassum myiabei</i>	О-в Шикотан, 1	0,043	7200
<i>S. myiabei</i>	О-в Итуруп, г. Курильск	0,16	27000
<i>Fucus evanescens</i>	О-в Шикотан, 1	0,020	3400
<i>Fucus evanescens</i>	О-в Итуруп, 1	0,052	8800
<i>F. evanescens</i>	О-в Уруп, 1	0,072	12200

Таблица 3

Среднее содержание иода в растениях Охотского (I) и Японского (II) морей, % на сухую массу

Вид	I	II
<i>Chondrus yendoi</i>	0,069	0,030
<i>Rhodomela larix</i>	0,10	0,023
<i>Sargassum myiabei</i>	0,10	0,021
<i>Phyllospadix iwatensis</i>	0,014	0,0070

димому, связано со специфичностью белков, включающих иодированные аминокислоты, содержанием свободных иодированных аминокислот и свойствами клеточных мембран. На наш взгляд, ответственны за концентрирование водорослями микроэлементов соединения, образующие с ними комплексы, и клеточные мембраны (Саенко и др., 1975). В монографии В.О. Мохнач (1974) приводится схема, объясняющая накопление иода водорослями, согласно которой иодидоксидаза на внешней поверхности клеток окисляет иодиды (I^-) до молекулярного I_2 , а иодредуктаза на внутренней поверхности клеточной оболочки восстанавливает до его иониды (I^-). Среди исследованных видов Phaeophyta высокие коэффициенты накопления найдены для *Laminaria inclunatorhiza* — 19 300, *L. cichorioides* — 103 000, *L. japonica* — 96 000, *Cymathaere japonica* — 76 000, *Chordaria flagelliformis* — 26 500. Из Rhodophyta обогащены иодом *Ptilota filicina* и *Campylaeophora hypnaeoides*, их коэффициенты накопления — 56 900 и 14 600 соответственно. Нами обнаружен новый концентратор — *Myriogramme yezoensis*, накапливающий иод в такой же степени, как и ламинариевые водоросли (содержание иода — 0,75%, коэффициент накопления — 103 000). Накопление иода Chlorophyta значительно ниже, но выше, чем наземными растениями (Гуревич, 1962; Ковальский, 1974).

А.П. Виноградов (1965) отмечал, что морские водоросли могут быть примером корреляции содержания иода и таксономического положения вида. Нами показано избирательное накопление иода разными органами *Sargassum pallidum*, в листовых пластинках этой водоросли оно максимальное. Способность концентрировать иод наиболее выражена у растений холодного Охотского моря. Так, *Chondrus yendoi*, *Rhodomela larix*, *Sargassum myabei*, *Phyllospadix iwatensis* из Охотского моря обладают более высокими коэффициентами накопления, чем те же виды из Японского моря (табл. 3).

Наблюдается тенденция к увеличению содержания иода по мере продвижения вида водоросли на север. Содержание иода у *Fucus evanescens*, собранного у о-ва Шикотан — 0,020%, у о-ва Итуруп — 0,052, у о-ва Уруп — 0,072% (табл. 2). Такая же зависимость прослежена у *Porphyra* sp., *Halosaccion glandiforme*, *Laminaria* sp., *Cymathaere japonica*, *Sargassum myabei*. Ранее это отмечалось в литературе (Vinogradov, 1953). В этой

же монографии А. П. Виноградов указывает, что существует зависимость между содержанием иода и возрастом водорослей. Молодые растения накапливают больше иода, что, по-видимому, связано с более активным метаболизмом и усиленным синтезом белков. Мы наблюдали изменение содержания иода в зависимости от стадии онтогенеза у *Pelvetia wrightii*.

Содержание иода в водорослях изменяется и с глубиной их произрастания, что также согласуется с данными других авторов (Аверкиев, 1930; Black, 1950; Vinogradov, 1953). Например, *L. cichorioides* с глубины 12 м содержала 0,75% иода, а с глубины 3 м — 0,47%. Аналогичная зависимость выявлена при анализе *L. inclinatorhiza*, с глубин 13, 16 и 18 м (табл. 2). Одно из возможных объяснений этой зависимости — повышенная концентрация иода в более глубоких слоях морской воды, что может указывать на тесную взаимосвязь процессов обмена между водой и водорослями.

ЛИТЕРАТУРА

- Аверкиев Н. Д. О добыче иода в УССР из водоросли Черного моря "Красная филлофора". — Журн. хим. промышл., 1930, № 8—9, с. 561—567.
- Вернадский В. И. Химические элементы и механизм земной коры. М.: Изд-во АН СССР, 1954, с. 513—518.
- Виноградов А. П. Микроэлементы и задачи науки. — Агрохимия, 1965, вып. 8, с. 20—31.
- Гуревич Г. П. Содержание некоторых микроэлементов (J, Cu, Co, Mo, Mn, Zn) во внешней среде Приморья в связи с проблемой эндемического зоба. — В кн.: Микроэлементы в Восточной Сибири и на Дальнем Востоке. Улан-Удэ, 1962, с. 8—11.
- Ковальский В. В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 299 с.
- Лапин Л. Н., Райс Н. В. Метод определения иода в природном хлористом натрии и в неиодированной поваренной соли. — Вопросы питания, 1967, вып. 26, № 2, с. 26—29.
- Мохнач В. О. Иод и проблемы жизни. Л.: Наука, 1974. 254 с.
- Свенко Г. Н., Корякова М. Д., Макиенко В. Ф., Добросмыслов И. Г. Концентрирование поливалентных металлов водорослями Японского моря. — В кн.: Использование неорганических ресурсов океанической воды. Владивосток, 1975, с. 96—105.
- Федоров А. А., Пименов М. Г. Хемосистематика, ее проблемы и практическое значение. Сообщ. 1. — Растительные ресурсы, 1967, вып. 3, № 1, с. 3—16.
- Швейкина Р. В., Чернаева М. С. Роданидно-нитритный метод определения иода в воде. — Журн. приклад. химии, 1966, вып. 39, № 10, с. 2362—2363.
- Шишкина О. В. Микроэлементы. — В кн.: Тихий океан. М.: Наука, 1966, т. I, № 9, с. 230—244.
- Black W. A. The effect of the depth of immersion on the chemical constitution of some of the sublittoral seaweeds common to Scotland. — J. Soc. Chem. Ind., 1950, N 69, p. 161—165.
- Sugawara K. T., Terada K. Oxidized iodine in sea water. — Nature, 1958, N 182, p. 250—251.
- Vinogradov A. P. The elementary chemical composition of marine organisms. New Haven: Yale Univ., 1953, 647 p.

BIOGEOCHEMICAL ASPECTS OF IODINE BEHAVIOUR DURING INTERACTION OF ALGAE WITH SEA WATER

Summary

The iodine content was determined in 42 species of Phodophyta, Phaeophyta and Chlorophyta and in four species of Embryophyta from the intertidal and sublittoral zones of the Seas of Japan and Okhotsk, and the iodine accumulation coefficients in relation to sea water were calculated. Highest accumulation coefficients were found for Phaeophyta and Phodophyta: *Laminaria inclinatorhiza* (193,000), *L. cichorioides* (103,000), *L. japonica* (96,000), *Cymathoera japonica* (75,900), *Chordaria flagelliformis* (26,500), *Prilota filicina* (56,900) and *Campylasphora hypneoides* (14,600). We discovered a new concentrator, *Myrlogramme yezoensis*, which accumulates iodine in the same high degree as *Laminaria* (iodine content 0,75%, accumulation coefficient 103,000). The selective accumulation of iodine by various organs was shown for *Sargassum pallidum*, where it was maximum in the leaf. A relationship was observed between iodine content of plants and the depth at which they grew. Thus, *L. cichorioides* found at depths of 12 and 3 m contained 0,75 and 0,47% iodine, respectively. The ability to concentrate iodine is more clearly pronounced in plants of the cold Sea of Okhotsk. A tendency toward an increased iodine content is noted with further distribution of the species to the north.

С.В. БУЦУК, В.Г. СВЕШНИКОВ, Б.И. БЕССОНОВ

СССР

АКТИВНЫЙ ТРАНСПОРТ ИОНОВ КОЖЕЙ МОРСКИХ КОСТИСТЫХ РЫБ

В искусственной морской воде через кожу исследованных рыб зарегистрирован ток короткого замыкания (ТКЗ) до 300 мкв/см². Внутренняя поверхность кожи по отношению к внешней поверхности кожи электроположительна. Уменьшение концентрации натрия в искусственной морской воде сопровождалось уменьшением ТКЗ и разности потенциалов (РП) с последующим изменением направления ТКЗ и полярности РП. Возврат к исходной концентрации натрия сопровождался восстановлением исходных значений ТКЗ и РП. 2,4-динитрофенол (10^{-6} М) и оубаин (10^{-5} М) понижали ТКЗ и РП.

При изучении обмена неорганических ионов между водой и живыми организмами привлекают внимание морские костистые рыбы, многие виды которых обладают способностью изменять уровень этого обмена в зависимости от солености среды (Evans, 1975; Skadhaug, 1974 и др.). Наряду с жабрами, пограничной структурой, отделяющей организм рыбы от воды, является эпителий кожи. Цель настоящей работы — выяснить, каким образом кожа рыб принимает участие в обмене ионов между водой и организмом.

На первом этапе работы исследование способности кожи активно транспортировать ионы проводилось с помощью метода Уссинга (Ussing,

Вид	Разность потенциалов (мВ)	Плотность тока короткого замыкания, (мкА/см ²)	Вид	Разность потенциалов (мВ)	Плотность тока короткого замыкания, (мкА/см ²)
<i>M. brandti</i>	8,8±0,7 (<i>n</i> = 20)	30±3 (<i>n</i> = 20)	<i>M. yaok</i>	7,7±1,5 (<i>n</i> = 10)	14,9±3,3 (<i>n</i> = 10)
(<i>M</i> + <i>m</i>)	6,4±0,9 (<i>n</i> = 23)	213±19 (<i>n</i> = 23)	<i>S. grigorjewi</i>	3,6±0,8 (<i>n</i> = 10)	10,4±3,8 (<i>n</i> = 10)

Примечание. Гистограмма тока короткого замыкания имеет два достоверно различающихся максимума распределения ($p = 0,01$); *n* — число измерений.

Zerahn, 1951). Измерялся ТКЗ, характеризующий интенсивность активного транспорта ионов, и РП через отдельные участки кожи площадью 2 см², взятой с брюшной стороны бычков-подкаменщиков (*Muohocerphalus brandti* и *M. yaok*) и стихеев (*Stihaeus grigorjewi*). В качестве омывающего кожу исходного раствора использовалась искусственная морская вода состава: NaCl — 500 мМ; KCl — 13,0 мМ; CaCl₂ — 11,1 мМ; MgCl₂ — 27,7 мМ; MgSO₄ — 30,4 мМ.

В первой группе опытов концентрация хлористого натрия в искусственной морской воде изменялась от 0,01 до 0,50 М, осмолярность при этом поддерживалась сахарозой на постоянном уровне. Во второй группе опытов уровень ионов калия, хлора, кальция и магния поддерживался постоянным при изменении концентрации Na₂SO₄ от 0,01 до 0,50 М.

Результаты измерения ТКЗ и РП (см. табл.) позволяют сделать вывод, что кожа исследованных видов рыб способна активно (с затратами энергии клеток) транспортировать ионы с высокой интенсивностью.

Существование двух достоверно различающихся ($p = 0,01$) средних значений ТКЗ (рис. 1) позволяет предположить у *M. brandti* двух типов кожи, отличающихся по интенсивности активного транспорта ионов. У *M. yaok* и *S. grigorjewi* ТКЗ распределяется по нормальному закону и имеет по одному среднему значению.

Снижение концентрации хлористого натрия в омывающем кожу растворе до 50–150 мМ вызывает у всех исследованных видов рыб уменьшение ТКЗ и РП через кожу до нуля (рис. 2). Дальнейшее уменьшение концентрации хлористого натрия приводит к изменению направления ТКЗ и полярности РП (внутренняя поверхность кожи становится электроотрицательной по отношению к внешней поверхности) и росту их реверсированной величины. При концентрации хлористого натрия в растворе 5 мМ ТКЗ реверсированного направления достигает у *M. brandti* 100 мкА/см². Аналогичные изменения ТКЗ и РП наблюдаются при изменении в омывающем растворе концентрации сульфата

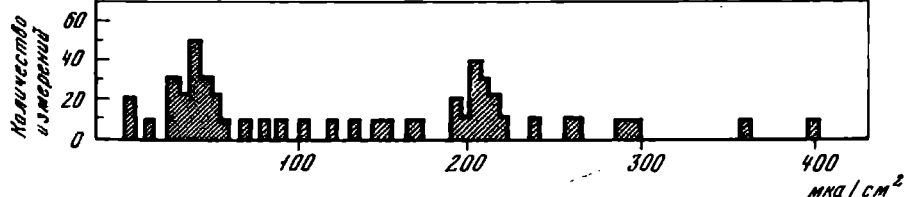


Рис. 1. Гистограмма распределения величины ТКЗ через кожу *Myoxocephalus brandti*; шаг сечения 5 мВ/см²

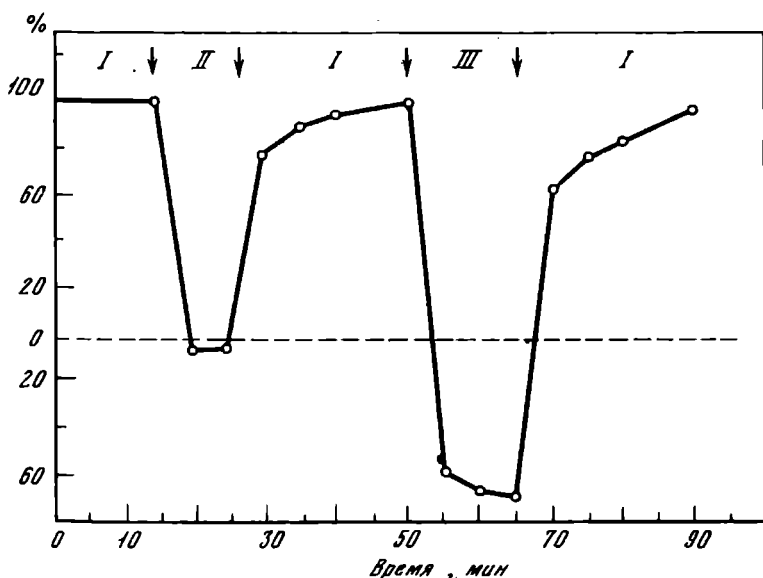


Рис. 2. Эффект изменения величины ТКЗ через кожу *Myoxocephalus brandti* при изменении солёности морской воды (в %); стрелки — моменты изменения концентрации NaCl в воде от 0,5 М (I) до 0,05 М (II) и 0,005 М (III)

натрия и поддержании концентрации ионов хлора, калия, кальция и магния на постоянном уровне (рис. 3).

Способность кожи изменять не только интенсивность, но и направление транспорта ионов является, по-видимому, одним из приспособительных механизмов, позволяющих рыбам жить в условиях меняющейся солёности воды. Полученные данные хорошо согласуются с ранее известными. При переносе рыбы *Dormitator maculatus* из солёной воды в пресную разность потенциалов через эпителий жабр изменяется с +17 до -36 мВ (Evans et al., 1974).

Интересно отметить, что аналогично изменяются величина и знак измеренных нами потенциалов точек поверхности кожи целой рыбы при изменении концентрации хлористого натрия в воде аквариума. Наряду с интенсивностью ионного транспорта через кожу при изменении

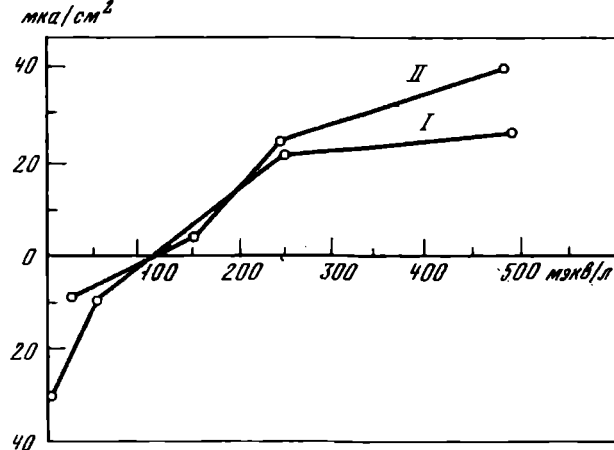


Рис. 3. Зависимость величины ТКЗ через кожу *Myoxocephalus brandti* от концентрации NaCl (I) и Na_2SO_4 (II)

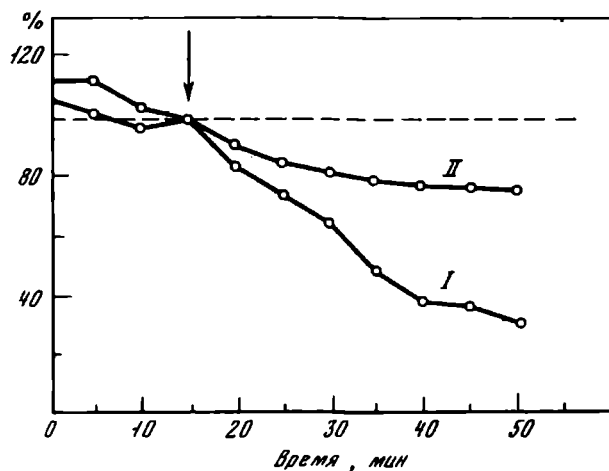


Рис. 4. Эффект действия 2,4-динитрофенола (I) и суабина (II) на ТКЗ через кожу *Myoxocephalus brandti*, в % к исходному уровню (моменту введения ингибитора); стрелка — момент введения ингибитора

концентрации хлористого натрия в морской воде параллельно изменяется собственное электрическое поле рыбы (*M. brandti*).

В процессах активного транспорта ионов в коже рыб используется энергия клеточного метаболизма, в частности энергия АТФ. Об этом свидетельствуют опыты с введением в омывающий кожу раствор 2,4-динитрофенола (10^{-6} M). Этот ингибитор в течение 1 ч угнетает ТКЗ до 20% (средние величины из 10 опытов) от исходного уровня (рис. 4).

Оубаин (10^{-5} M) — ингибитор Na^+ , K^+ , АТФазы и активного транспорта ионов натрия в коже лягушки (Koefoed-Johnsen, 1957; Acevs, Erlij, 1971) уменьшает ТКЗ через кожу рыб до 70% от исходного уровня через 1 ч после введения. Эффект этого ингибитора, а также зависимость ТКЗ от концентрации хлористого натрия и сульфата натрия позволяют предположить, что значительную часть активно транспортируемого кожей потока ионов составляют ионы натрия.

Можно сделать вывод, что кожа исследованных видов рыб осуществляет активный, ингибируемый оубаином транспорт ионов между водой и организмом. Кожа рыб обладает приспособительными механизмами, способными *in vitro* изменять интенсивность транспорта ионов и его направление в зависимости от концентрации натрия в воде.

ЛИТЕРАТУРА

- Acevs I., Erlij D. Sodium transport across the isolated epithelium of the frog skin. — J. Physiol. (Gr. Br.), 1971, vol. 212, p. 195—210.
- Evans D.H., Carrier J.C., Bogan M.B. The effect of external potassium ions on the electrical potential measured across the gills of the teleosts *Dormitator maculatus*. — J. Exp. Biol., 1974, N 61, p. 277—283.
- Evans D.H. Ionic exchange mechanisms in fish gills. — Comp. Biochem. and Physiol., 1975, vol. 51A, p. 491—495.
- Korfoed-Johnsen V. The effect of gastrophantin (ouabain) on the active transport of sodium through the isolated frog skin. — Acta physiol. scand., 1957, N 42, p. 145 (suppl.).
- Skadhaug E. Coupling of transmural flows of NaCl and water in the intestine of the eel (*Anguilla anguilla*). — J. Exp. Biol., 1974, N 60, p. 535—546.
- Ussing H.H., Zerahn K. Active transport of sodium as the source of electric current in the short-circuited isolated frog skin. — Acta physiol. scand., 1951, N 23, p. 110—127.

S.V. Butsk, V.G. Sveshnikov, B.I. Bessonov

ACTIVE ION TRANSPORT BY THE SKIN OF THE TELEOSTS

Summary

Short circuit current (SCC) and potential differences (PD) through the marine teleost skin and d.c. electrical surface potentials (ESP) of the fish body in sea water were measured. The magnitude of SCC, PD and ESP following the reduction of the NaCl (or Na_2SO_4 in solvents without chloride) concentration from 0.5 M to 0.1—0.2 M came down to zero. Under these concentrations the direction of SCC and polarity of PD and ESP reversed. The NaCl or Na_2SO_4 concentration being further decreased up to 0.005 M magnitudes of the reversed SCC, PD and ESP are going up. Thus, the fish skin appears to be one of the organs responsible for the active ion exchange between the fish interior and environment.

НЕКОТОРЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ СПЕЦИФИЧЕСКИХ ИНГРЕДИЕНТОВ И ИХ ДЕЙСТВИЕ НА ИХТИОФАУНУ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ УСЛОВИЙ СРЕДЫ

Изучалась степень накопления ^{90}Sr , ^{137}Cs и ядохимикатов рыбами Азовского моря и р. Дон. Установлена определенная зависимость содержания названных ингредиентов в рыбах от их локализации и типа питания. На *Aristichthys nobilis* выяснялось действие ^{90}Sr на фоне пестицидной интоксикации. Отмечено усиление токсического эффекта при совместном действии поражающих агентов с уменьшением аккумуляции радиоизотопа.

Ионизирующая радиация и ядохимикаты оказывают все более широкое отрицательное влияние на живую природу. Знание закономерностей их миграции и биологического действия на биогеоценозы, в том числе и на рыб, необходимо для решения многих практических задач. Степень накопления гидробионтами основных радиоизотопов — ^{90}Sr , ^{137}Cs и ядохимикатов важно определять для оценки их значения в естественном фоне биосферы, выявления роли живых организмов в миграции перечисленных элементов, расчета поглощенных доз. Опасные в биологическом отношении радионуклиды и пестициды присутствуют и в замкнутой мелководной акватории Азовского моря.

В связи с этим в задачу настоящего исследования входило определение содержания ^{90}Sr , ^{137}Cs и ядохимикатов в некоторых представителях ихтиофауны бассейна Азовского моря в зависимости от трофики и локализации. В экспериментальных условиях изучали также совместное действие органотропного ^{90}Sr и одного из фосфорорганических инсектицидов — базудина на выживаемость, газообмен и степень накопления радиоизотопа пестрым толстолобиком *Aristichthys nobilis*. В работе использованы материалы систематических наблюдений с 1969 по 1973 г. Всего проанализировано около 400 проб поверхностных вод Азовского моря и р. Дон и более 600 экземпляров морских и пресноводных рыб двадцати двух видов.

Установлена определенная закономерность в содержании ^{90}Sr , ^{137}Cs и пестицидов, связанная с химическим составом воды. Содержание радионуклидов в речной воде несколько меньше, чем в морской, а концентрация ядохимикатов в р. Дон в 10 и более раз выше, чем в Азовском море (рис. 1). Накопление изучаемых токсикантов, несмотря на различную степень его интенсивности, имеет аналогичную направленность. Коэффициенты накопления радионуклидов в речной ихтиофауне значительно выше, чем в морской (табл. 1, рис. 2).

Известно, что чем выше содержание в воде минеральных солей, особенно кальция, тем медленнее скапливаются в теле гидробионтов ^{90}Sr и ^{137}Cs . Можно заключить, что в тканях морских рыб аккумуляция

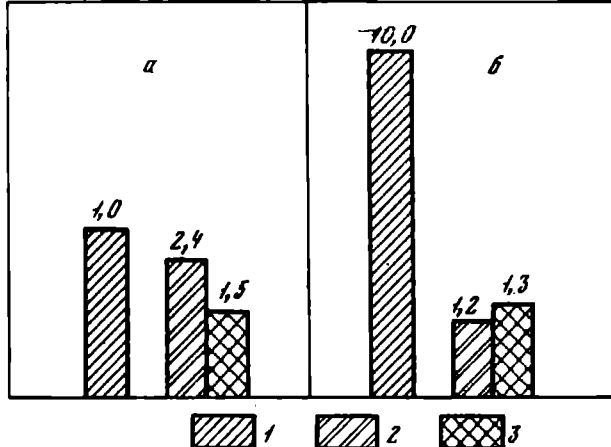


Рис. 1. Средние концентрации токсических веществ в поверхностных водах Азовского моря (а) и р. Дон (б)

1 — пестициды ($\text{п} \cdot 10^{-3} \text{ мг/л}$); 2 — ^{90}Sr ($\text{п} \cdot 10^{-12} \text{ Ки/л}$); 3 — ^{137}Cs ($\text{п} \cdot 10^{-12} \text{ Ки/л}$)

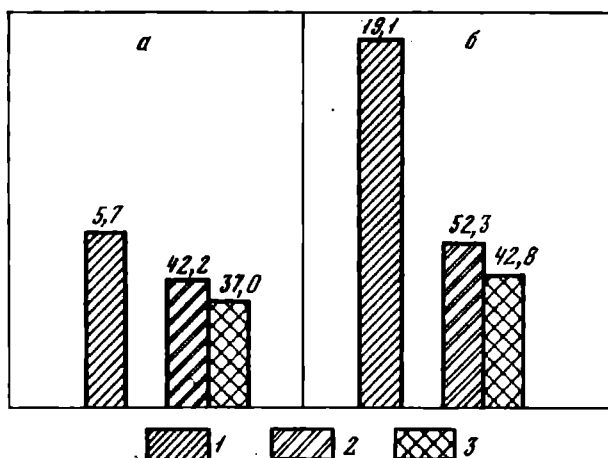


Рис. 2. Средние концентрации токсических веществ в морских (а) и речных (б) рыбах Азовского бассейна

1 — пестициды ($\text{п} \cdot 10^{-3} \text{ мг/кг}$); 2 — ^{90}Sr ($\text{п} \cdot 10^{-12} \text{ Ки/кг}$); 3 — ^{137}Cs ($\text{п} \cdot 10^{-12} \text{ Ки/кг}$)

стронция происходит менее интенсивно, чем у пресноводных видов. Различие в степени накопления радионуклидов морскими и пресноводными организмами обуславливается дискриминирующим влиянием солей.

Пелагические рыбы значительно меньше аккумулируют ^{90}Sr , чем донные, в то время как ^{137}Cs и пестициды концентрируются независимо от глубины обитания рыб (рис. 3). В наибольшей степени токсиканты ак-

Таблица 1

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми рыбами Азовского бассейна (по данным 1969–1973 гг.)

Вид	Радиоизотоп	Коэффициент накопления, K_H		Коэффициент Стюдента	Уровень достоверности, P
		Азовское море	р. Дон		
Лещ	^{90}Sr	$19,2 \pm 0,9$	$55,7 \pm 1,6$	14,5	0,001
	^{137}Cs	$25,3 \pm 3,1$	$38,4 \pm 11,1$	8,2	0,001
Судак	^{90}Sr	$10,5 \pm 3,1$	$23,5 \pm 9,2$	7,8	0,001
	^{137}Cs	$21,9 \pm 5,2$	$27,4 \pm 0,9$	3,6	0,001
Чехонь	^{90}Sr	$23,0 \pm 0,9$	$47,5 \pm 3,5$	2,0	0,1
	^{137}Cs	$26,6 \pm 3,3$	—	—	—

Таблица 2

Влияние поражающих агентов на выживаемость толстолобика

Поражающий фактор	Среднетолерантное время Zt^{50} , сутки	t	P	Зависимость: летальность $y_1\%$ — время, x_1 — сутки
^{90}Sr	$16,8 \pm 2,2$	—	—	$y = -29,4 + 4,7x$
базудин	$24,4 \pm 4,6$	4,4	0,05	$y = -22,4 + 3,0x$
^{90}Sr + базудин	$13,0 \pm 2,0$	2,4	0,05	$y = -39,0 + 6,8x$
контроль	$50,9 \pm 6,2$	2,1	0,05	$y = -11,1 + 1,2x$

кумуляруются бентофагами и нектофагами, в меньшей — ихтиофагами. Планктофаги занимают особое положение. В них содержание изотопов наименьшее, а концентрация пестицидов — наибольшая (рис. 4). Это, вероятно, обусловлено высокой концентрацией ядохимикатов в планктоне.

В результате экспериментов на сеголетках пестрого толстолобика (более 800 экземпляров рыб) установлено, что влияние инсектицида значительно усиливает токсический эффект биологического действия ионизирующей радиации (табл. 2).

Средняя летальность подопытных организмов в растворе базудина на 10-е сутки опыта составляла 7,6%, что в 2,3 раза меньше, чем при действии изотопа. В случае совместного действия поражающих агентов на это же время летальность достигала 30%. Дополнительного влияния базудина на динамику потребления кислорода рыбами на первом этапе эксперимента не отмечалось. В дальнейшем значительно изменилась интенсивность газообмена.

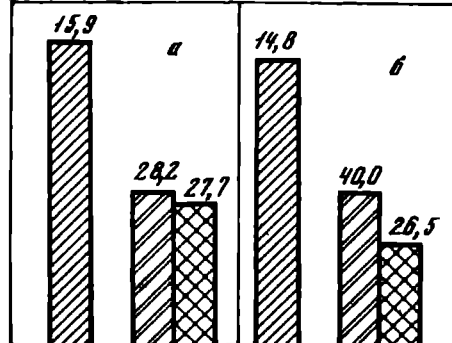


Рис. 3. Аккумуляция некоторых токсических веществ пелагическими (а) и донными (б) рыбами Азовского моря.

Условные обозначения те же, что и на рис. 2

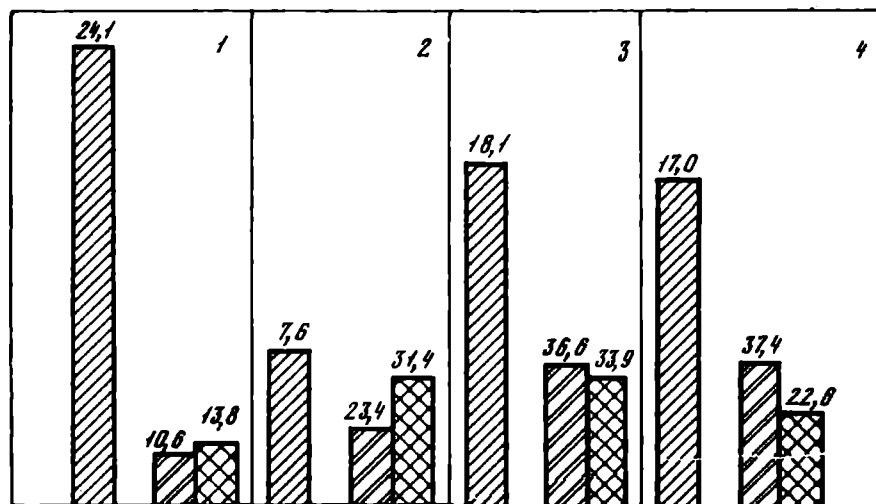


Рис. 4. Содержание изотопов и радионуклидов в рыбах в зависимости от характера их питания

1 — планктофаги, 2 — ихтиофаги, 3 — нектофаги, 4 — бентофаги. Остальные условные обозначения те же, что и на рис. 2

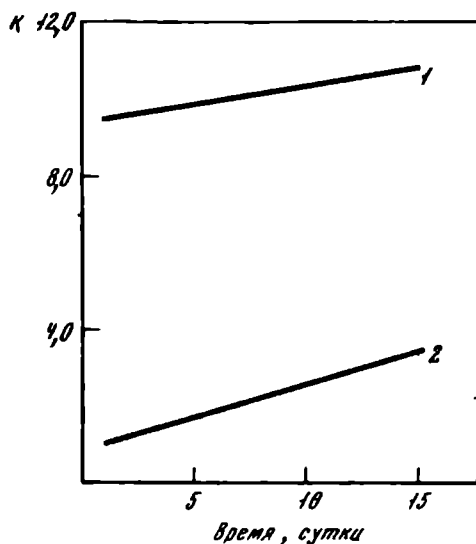


Рис. 5. Изменение коэффициентов накопления (K_M) ^{90}Sr толстолобиком в зависимости от продолжительности пребывания в загрязненной среде

1 — ^{90}Sr , 2 — ^{90}Sr + безудин

Была предпринята попытка изучить степень изменения коэффициентов накопления изотопа на фоне дополнительного токсического воздействия ядохимиката. При загрязнении модельных водоемов фосфорорганическими пестицидами наблюдалось некоторое снижение степени накопления ^{90}Sr *Aristichthys nobilis* (рис. 5). Так, добавление пестицида в воду аквариумов с ^{90}Sr снижало степень накопления радионуклида на 38,9%. Наблюдаемое снижение аккумуляционного эффекта можно объяснить угнетением физиологического состояния рыб при совместном действии изучаемых контаминантов.

O.M. Aleksanjan, V.A. Prokopenko, N.R. Kosinova,
V.A. Stradomsky

**SOME REGULARITIES
IN ACCUMULATION OF SPECTIFIC INGREDIENTS
AND THEIR ACTION ON ICHTHYOFAUNA
IN DEPENDENCE ON ENVIRONMENTAL CONDITIONS**

S u m m a r y

The questions considered in the paper are connected with the investigation of accumulation of different rates of ^{90}Sr , ^{137}Cs and other poison chemicals by ichthyofauna of the reservoir of the Azov Sea.

Some dependence of the content of the ingredients mentioned above in the fish on their localization and trophics was established. Experiments on *Aristichthys nobilis* were carried out to reveal the action of radiostrontium against the background of pesticide intoxication. The toxic effect increase was marked in the conditions of the joint action of the poison agents with the decrease of the cumulation of radioisotops.

ТРАНСФОРМИРУЮЩАЯ, ОКИСЛЯЮЩАЯ И МИНЕРАЛИЗУЮЩАЯ РОЛЬ ВЕЩЕСТВА В ВОДОЕМАХ

Б.А. СКОПИНЦЕВ

СССР

ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАЗЛОЖЕНИЯ (МИНЕРАЛИЗАЦИИ) ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ОТМЕРШЕГО ПЛАНКТОНА

Сопоставлены результаты исследований минерализации органического вещества отмершего планктона в опытах разных лет. В большинстве случаев процесс может быть описан уравнением первого порядка. Понижение величин констант скорости минерализации во времени обусловлено убылью лабильной органики в разлагающихся остатках. В длительных опытах степень минерализации в среднем составляла 70—80% исходного количества вещества, а в природных аэрируемых водоемах — около 90%. Пониженная степень минерализации, сопровождаемая относительным накоплением стойкой органики, характерна для анаэробной зоны сероводородсодержащих водоемов.

Возрастающее евтрофирование водоемов суши, отдельных участков морей и океанов нередко приводит к значительному изменению химического состава воды в поверхностных и глубинных слоях. Тогда на дне возникает анаэробная обстановка, а восстановленные продукты распада органической материи (ОМ) распространяются и в водную среду.

Начатые в 30-х годах нашего века экспериментальные исследования, посвященные выяснению закономерностей процесса разложения (минерализации) ОМ отмершего планктона, получили значительное развитие в последние годы. Рассмотрение и подытоживание результатов исследований такого профиля (см. табл.) имеет теоретический и практический смысл, позволяет оценить достижения и недостатки и наметить программу дальнейших исследований. Первые опыты по длительному изучению процесса разложения ОМ проведены в Англии Купером (Cooper, 1935) и в США Брандом, Рейкестроу и др. (Brand et al., 1937) на морском фито- и зоопланктоне в условиях, близких к природным по концентрациям и перемешиванию. Динамику распада ОМ фиксировали по накоплению фосфатов и аммиачных соединений. Данные этих авторов дали основание полагать, что накопление со временем продуктов минерализации ОМ идет с убывающей скоростью. Расчет показал, что накопление фосфатов (фосфатофикация) и аммиачных соединений (аммонификация) при разложении ОМ отмершего планктона описываются уравнением реакции первого порядка (Скопинцев, 1938). Ранее это было установлено для биохимического

мического потребления кислорода (БПК) в смеси природной воды с хозяйственно-бытовыми сточными водами (Theriault, 1926).

Потому, что одновременного определения БПК и минеральных продуктов распада не проводилось, нами были поставлены соответствующие опыты (Скопинцев, Овчинников, 1934; Брук, Скопинцев, 1940). Построенные по результатам этих опытов кривые БПК и накопления продуктов минерализации имели при близкой температуре общий вид, и все названные процессы описывались уравнением реакции первого порядка с близкими значениями констант скорости. Очевидно БПК и процессы аммонификации и фосфатофикации в загрязненных и содержащих отмерший планктон водах сопряжены и протекают сходным образом. Все это надо считать естественным, в обоих случаях ОМ богата белками, углеводами, жирами. В среднем степень минерализации ОМ в этих опытах составляла при комнатной температуре около 75% от исходной ОМ, что примерно соответствует содержанию в ней нестойкой фракции. Установленные закономерности процесса разложения ОМ позволяли по вычисленным константам скорости рассчитывать: а) время, в течение которого разложится определенная часть исходной ОМ и б) количество ОМ, разлагаемое за это время. Аналогичные опыты, поставленные на главных формах зоопланктона и фитопланктона оз. Байкал, выявили те же закономерности. Степень разложения несколько выше наблюдавшейся в предыдущих опытах (Вотинцев, 1948; 1953).

Сопоставление интенсивности минерализации ОМ смешанного планктона в аэробных и анаэробных условиях, проведенное нами (Скопинцев и др., 1964) в Черном море, показало, что в анаэробных условиях в воде накапливались сероводород и аммоний, возрастала щелочность, а содержание SO_4 убывало. Если за первые 60 дней распад в анаэробных условиях шел несколько медленнее (в среднем на 15%), то уже к 220 дню интенсивность распада была почти одинаковой и в последующие 5,5 месяца (при 7°) степень разложения ОМ оставалась без изменения, составляя около 75% от исходной. При изучении распада ОМ планктона В.М. Кудрявцевым и В.П. Романенко (1973) процесс разложения ОМ регистрировался по образующейся CO_2 , меченой по углероду. В этом опыте за 20 суток при 20° интенсивность распада колебалась от 55 до 72% от исходной ОМ. Это исследование еще раз показало, что распад ОМ отмершего планктона осуществляется комплексом бактерий. Во всех описанных опытах концентрация ОМ, вычисленная по органическому N, колебалась от 115 до 7,7 мг/л в ОМ примерно от 1,4 до 100 мг/л на сухой вес; аэрация осуществлялась периодическим перемешиванием не вполне заполненных больших бутылей с планктоном; использовался свежий планктон и только в последнем случае — высушенный.

Согласно Краузе (Krause, 1959), в анаэробных условиях за 20 и 30 суток наблюдалось несколько большая убыль общего содержания ОМ, органического азота и безазотистых соединений (углеводов) по сравнению с аэробными условиями, в которых наибольшая убыль характерна для жиров. Сравнительно высокая степень разложения ОМ в анаэробных условиях, возможно, обусловлена предварительной обработкой планктона путем нагревания.

Результаты опытов по изучению разложения ОМ отмершего планктона в темноте

Авторы и год	Планктон	Внесено ОМ планктона в 1 л воды	Температура и условия опыта	Константы скорости разпада в сутки	Степень разложения	Примечание
Соорег (1935)	а) смешанный б) зоо- в) фито-	29—47 мкг Р	15—19°; аэро- бые	Средние $K_p = 0,063—0,074$ (Скопинцев, 1938)	По убыли органического Р — около 90%, за 14—16 суток	Связный планктон
Brand et al. (1937)	То же	115—633 мкг мкг N	20—25°; то же	Средние $K_A = 0,038—0,092$ (Скопинцев, 1938)	По убыли органического N — 60—78%, за 8—20 суток	То же
Скопинцев и Овчинникова (1934)	Разведенная бытовая жидкость		19°; "	$K_A = 0,11—0,13$ $K_{БПК} = 0,074—0,088$		
Скопинцев и Брук (1940)	Фито-	170 мкг N и 18 мкг Р	6 и 16°; "	$K_A = 0,061$ и $0,108$ $K_{БПК} = 0,035$ и $0,082$	При 16°, по убыли органического Р и по приросту аммония от 60 до 70%, за 17—20 суток	"
Вотинцев (1948)	Зоо-	16°;	"	$K_A = 0,079—0,076$ $K_p = 0,085—0,062$	По приросту минерального N — 94% и фосфатов — 87%, за 20 суток	"
Вотинцев (1953)	Фито-	145 мкг N и 33 мкг Р	16°; "	$K_A = 0,085$ $K_p = 0,075$ $K_{БПК} = 0,088$	По приросту минерального N — 95% и фосфатов — 82% за 10 суток	"

Скопинцев и др. (1964)	Смешанный, морской	7,7 мг N и 0,7 мг P	14° в 0—200 суток и 7° в последующие 5,5 месяца, аэробные и анаэробные	70% в аэробных и 55— 60% в анаэробных ус- ловиях за 60 суток; 74—77% за 220 суток и до конца опыта в аэробных и анаэроб- ных условиях	"
Кудрявцев и Романенко (1973)	Фито-		20°; аэробные	По накоплению 14CO_2 55—72% за 20 суток при зараже- нии бактериями из водохранилища и 29—36% — чистыми культурами бакте- рий	Высушенный планктон
Krause (1959)	Зоо-	1000 мг на сухой вес	18—20°; аэроб- ные (с продув- кой) и анаэ- робные	По убыли OM взве- сей и органическому N: 68 и 66% в аэроб- ных, 77 и 87% в анаэ- робных условиях, за 20 суток; 71 и 72% в аэробных; 79 и 89% в анаэробных, за 30 суток	Свежий планк- тон, нагревался 5 мин при 40°
Grill and Ri- chards (1964)	Выращенный за 30 дней смешан- ный планктон	690 мкг N и 81 мкг P	11°; аэробные	По убыли во взве- сях п — 45 и 49% и по убыли P—61 и 54%, за 130 и 414 су- ток	Свежий планк- тон

По распаду органичес-
кого Р:
 $K_1 = 0,0380$
 $K_2 = 0,0381$
 $K_3 = 0,0174$

Таблица (окончание)

Авторы и год	Планктон	Внесено ОМ планктона в 1 л воды	Температура и условия опыта	Константы скорости распада в сутки	Степень разложения	Примечание
Jewell and McCarthy (1971)	Выращенный за 20—211 суток природный планктон	ХПК ¹ общее от 32 до 1260 мг O ₂	20°; аэробные (с продувкой)	По убыви ХПК: в 34 опытах K = 0,010—0,15 и в среднем 0,040	По убыви ХПК: от 14 до 81% в среднем 56% за 250—366 суток	Свежий планктон
Forae and McCarthy (1970)	а) природный смешанный планктон б) выращенный за 29—54 су- ток природный планктон и куль- туры	ХПК взвесей от 1020 до 11730 мг O ₂ ХПК взвесей от 390 до 2860 мг O ₂	20°; анаэроб- ные То же	По убыви ХПК: в 4 опы- тах K = 0,026 В 12 опытах, K = 0,011—0,025 и в среднем 0,020	По убыви ХПК: от 67 до 82% и в среднем 76% за 200 суток По убыви ХПК: от 36 до 79% и в среднем 53% за 200 суток	То же "
Otsuki and Na- nua (1972)	Выращенная зеленая водо- росль	5000 мг на су- хой вес	20°; аэробные (с продувкой)	K _C = 0,0156 и K _N = 0,0296	По убыви C и N: 55 и 71% за 30 суток и 71 и 70%, за 220 суток	Свежий планктон подвергнут люмо- фильной сушке
Otsuki and Na- nua (1972)	То же	То же	20°; анаэроб- ные	K _C = 0,0088 и K _N = 0,0156	По убыви C и N 14 и 40% за 30 суток; 31 и 64%, за 200 суток	То же

¹ Количество ОМ планктона определено по бихроматной окисляемости (ХПК).

Грилл и Ричардс (Grill, Richards, 1964) провели опыты с морским планктоном, выращенным на свету в течение месяца, после чего опытные склянки хранились в темноте. Даже за 414 суток степень минерализации была сравнительно невысокой, особенно если судить по убыли органического W. Нитрификация не снизилась, несмотря на аэробные условия: максимальное содержание нитратов на 20-е сутки составляло около 2% от взвешенного N. Вероятно, это было вызвано большим содержанием OM — около 8 г/л на сухой вес. Процесс распада описывался уравнением мономолекулярной реакции, но только по фосфору. Сравнительно малые величины констант скорости распада и невысокая степень минерализации OM, очевидно, обусловлены не только температурой (11°), но и тем, что исходная взвешенная OM представляла смесь планктона и детрита, образовавшегося за время выращивания и состоявшего в значительной степени из стойкой OM.

Большие исследования были выполнены в Стенфордском университете США (Jewell, McCarty, 1971). В аэробных условиях были проведены опыты на выращенных на свету в течение 20—211 суток культурах и планктоне из природных водоемов. В воде значительно возросла общая концентрация OM, определявшаяся по методу бихроматной окисляемости (ХПК), что было обусловлено развитием планктона и бактерий. Например, в воде из эвтрофного озера за время экспозиции на свету ХПК возросло с 32 до 1250 мг O_2 /л. Инкубация выращенного в темноте планктона разного возраста производилась при постоянной продувке воздухом без CO_2 . Интенсивность разложения устанавливалась по разнице между ХПК в начале и в конце инкубации, длившейся от 295 до 365 суток. В конце всех опытов содержание оставшейся OM, названной авторами устойчивой, колебалось от 19 до 86% и в среднем составляло 44%. Таким образом, степень разложения OM составляла от 14 до 81% и в среднем — 56% от начальной. Величины констант скорости разложения также сильно различались. Наименьшая интенсивность разложения характерна для очень молодого и старого планктона; в работе другого исследователя (см. ниже) потребление кислорода было наибольшим при распаде молодых водорослей. Чем же обусловлены малые величины средней минерализации? Очевидно, главной причиной является образование при экспозиции на свету значительного количества стойкой OM (детрита), которая в последующих опытах в темноте маскировала истинную величину интенсивности распада отмершего планктона.

Это находит подтверждение в опытах, поставленных в анаэробных условиях (Foree, McCarty, 1970). В опытах с использованием планктона, собранного в водоемах, степень минерализации по ХПК, после инкубации в темноте в течение 200 суток, в среднем была равной 76%, а в опытах с выращенным планктоном — 53%. Средние величины константы скорости процесса распада OM небольшие. Интенсивность этого процесса за 200 суток в анаэробных и аэробных условиях не отличалась. Интересны результаты изменений содержания в воде отдельных групп органических соединений: идентифицированы летучие жирные кислоты, найден метан, установлена убыль сульфатов.

Японские исследователи (Otsuki, Hana, 1972) также провели наблюдения в аэробных и анаэробных условиях за разложением ОМ выращенной водоросли, предварительно убитой путем лиофильной сушки. Опыты были поставлены на дистиллированной воде; из-за того, что в сосуд вносилось много планктона, вода в аэробном опыте подвергалась скоростной продувке (200 мл/мин) кислородом. Процесс от 5 до 30 дней описывается уравнением мономолекулярной реакции. Вычисленные константы скорости невысокие. Авторы объясняют это частичной потерей лабильной ОМ во время лиофилизации. Нитрификации не было, что, по-видимому, обусловлено большим содержанием ОМ. Распад ОМ в анаэробных условиях за 200 суток по сравнению с аэробными по углероду был в 2 раза меньше, по азоту получены близкие величины; метан не обнаружен, не было и сероводорода. Малая интенсивность разложения углеродсодержащих соединений по сравнению с нашим опытом на черноморской воде, по-видимому, обусловлена тем, что не было сульфатредукции; при восстановлении сульфатов на 1 атом серы "требуется" 2 атома углерода.

Наконец, в опытах Варма и Дижиано (Varma, Digiano, 1968), результаты которых значительно отличались от вышеописанных, скорость разложения культуральной водоросли, измеряемая по убыли кислорода в аппарате Варбурта, за 360 мин не зависела от концентрации ОМ и была постоянной во времени. В опыте потребление кислорода молодыми водорослями было в несколько раз больше, чем старыми.

В этой серии опытов концентрация ОМ была высокой и в пересчете на сухой вес в большинстве случаев больше 1 г/л. В таких случаях аэрация осуществлялась продувкой воздухом, очищенным от CO_2 , или даже кислородом с большой скоростью. В некоторых опытах нитрификации не было. Результаты изучения динамики отдельных групп органических соединений особенно показательны в анаэробных опытах.

Таковы вкратце современные представления о разложении ОМ отмершего планктона. В опытах с условиями, значительно отличавшимися от природных, интенсивность процесса разложения была меньше, и наблюдались другие отклонения. Безусловно необходимы дальнейшие исследования для оценки интенсивности рассматриваемого процесса и установления времени оборачиваемости биогенных элементов. Важное значение здесь имеет учет образующегося растворенного и взвешенного водного гумуса.

ЛИТЕРАТУРА

- Вотинцев К.К. Наблюдения над регенерацией биогенных элементов при разложении *Epischura b.* — Докл. АН СССР, 1948, т. 63, № 6, с. 741—744.
Вотинцев К.К. О скорости регенерации биогенных элементов при разложении отмершей *Melosira b.* — Докл. АН СССР, 1953, т. 92, № 3, с. 667—670.
Кудрявцев В.М., Романенко В.И. Примечание радиоактивного изотопа ^{14}C при изучении разложения водорослей бактериями. — Гидробиол. журн., 1973, т. 9, № 5, с. 93—96.
Скопинцев Б.А., Овчинникова Ю.С. Изучение окислительных процессов протекающих в загрязненных водах в аэробных условиях. — Микробиология, 1934, т. 3, № 1, с. 138—146.

- Скопинцев Б.А. О скорости регенерации биогенных элементов (N и P) при бактериологическом разложении планктонных организмов. — Микробиология, 1938, т. 7, № 6, с. 755—765.
- Скопинцев Б.А., Брук Е.С. Исследование окислительных процессов, протекающих в воде при разложении фитопланктона в аэробных условиях. — Микробиология, 1940, т. 9, № 6, с. 595—607.
- Скопинцев Б.А., Любимов Е.М., Тимофеев С.Н. Изучение минерализации органического вещества отмершего планктона в анаэробных условиях. — В сб. Химико-технологического института в Праге. Технология воды, 1964, т. 8, № 1, с. 209—222.
- Brand Th., Rekestrow N., Renn Ch. The experimental decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water. — Biol. Bull., 1937, vol. 72, N 2, p. 165—174.
- Cooper L. The rate of liberation of phosphate in sea water by the breakdown of plankton organisms. — J. Mar. Biol. Assoc. 1935, vol. 20, p. 197—209.
- Forse E.G., McCarty P.L. Anaerobic decomposition of Algae. — Environ. Sci. and Technol., 1970, vol. 4, N 10, p. 842—849.
- Grill E., Richards F. Nutrient regeneration from phytoplankton decomposing in sea water. — J. Mar. Res., 1964, vol. 22, N 1, p. 51—59.
- Jewell W.T., McCarty P.L. Aerobic decomposition of Algae. — Environ. Sci. and Technol., 1971, vol. 8, N 10, p. 1023—1031.
- Krause H. Biochemische Untersuchungen über den postmortalen Abbau von toten Plankton unter aeroben und anaeroben Bedingungen. — Arch. Hydrobiol. Suppl., 1959, Bd. 24, N 3—4, S. 294—346.
- Ozaki A., Hanyu T. Production of dissolved organic matter from green Algae cells. I. Aerobic microbial decomposition; II. Anaerobic microbial decomposition. — Limnol. and Oceanogr., 1972, vol. 17, N 2, p. 248—257.
- Theriault E.I. The rate of deoxygenation of polluted water. — Public Health Rept., 1926, vol. 41, N 6, p. 207—217.
- Varma M.M., Digiano R. Kinetics of oxygen uptake by dead algae. — J. Water Pollut. Contr. Fed., 1968, vol. 40, N 4, p. 613—626.

Б.А. Скопинцев

REGULARITIES GOVERNING THE DESTRUCTION OF DEAD PLANKTON ORGANIC MATTER

Summary

The results published on dead planktonic organic matter decomposition (mineralization) in experimental conditions are discussed. In most cases this process can be described by the equation of the first order reaction. The decrease in decomposition rate constant values in time is due to a diminishing of labile organic matter in decomposed residues. The extent of mineralization in prolonged aerobic and anaerobic experiments averaged 70—80% of the initial organic matter; the remaining 20—30% represent mainly slightly soluble residue. In natural aerated basins the degree of decomposition is close to 90%. This difference seems to result from the elimination of such an important food chain link as zooplankton and zoobenthos as well in these aerobic experiments. The reduced degree of mineralization of dead planktonic residue accompanied by a relative concentration of organic matter is typical of the anaerobic zone in reservoirs containing hydrogen sulphide. When the experimental set-up conditions differ greatly from the field ones, the extent of mineralization is even less.

КИНЕТИКА ТРАНСФОРМАЦИИ ОРГАНИЧЕСКИХ И НЕОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ МИКРООРГАНИЗМАМИ МОРСКОЙ ВОДЫ (МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ)

Представлена математическая модель эколого-биохимической системы, предназначенная для исследования взаимодействия химических компонентов с живым веществом морской воды. Обсуждаются некоторые результаты моделирования трансформации растворенного органического вещества, органических и неорганических соединений фосфора и потребления кислорода. Оценивается оборачиваемость соединений фосфора по различным каналам трансформации.

Рассмотрим взаимодействие популяций гетеротрофных организмов и химических компонентов воды, а также математическую модель, предназначенную для изучения процессов трансформации органических и неорганических веществ микроорганизмами (рис. 1). При построении модели эколого-биохимической системы (Хайлов, 1974) учитывались представления, используемые при разработке моделей БПК и трансформации соединений углерода, азота и фосфора (Айзатуллин, Леонов, 1975; Леонов, Айзатуллин, 1975б, в).

Общие удельные скорости утилизации субстратов микроорганизмами — бактериями (P_B), простейшими (P_{Pr}), зоопланктоном (P_Z) — описываются следующими выражениями (Айзатуллин, 1974):

$$P_B = \frac{d_{10}}{1 + M \cdot B}; \quad P_{Pr} = \frac{K_5}{1 + M_P \cdot Pr}; \quad P_Z = \frac{K_{13}}{1 + Z/d_{15} \cdot Pr + d_{13} \cdot DP}$$

где

$$M = \frac{C/P}{Pool C_B} + \frac{N/P}{Pool N_B} + \frac{1}{Pool P_B}; \quad M_P = \frac{C/P}{Pool C_{Pr}} + \frac{N/P}{Pool N_{Pr}} + \frac{1}{Pool P_{Pr}};$$

$$Pool C_B = d_{14} C_n + C/P (d_2 DOP + d_3 DP); \quad Pool C_{Pr} = C/P (d_9 B + DOP + C/d_{12} DP);$$

$$Pool N_B = (N/C) d_{14} C_1 + (N/P) d_3 DP; \quad Pool N_{Pr} = (N/P) (d_9 B + d_{12} DP);$$

$$Pool P_B = D_1 DIP + d_2 DOP + d_3 DP; \quad Pool P_{Pr} = d_9 B + d_7 DIP + d_8 DOP + d_{12} DP.$$

P_B и P_{Pr} , таким образом, определяются содержанием соединений углерода, азота и фосфора в среде. Накопление этих веществ в клетках задается соответственно отношению $C:N:P = 100:20:1$. Значения коэффициентов d_i отражают различную трофическую ценность взаимозаменяемых субстратов. Pr определяется суммарным количеством источников питания на единицу биомассы зоопланктона.

Из приведенных уравнений следуют соотношения для расчета удельных скоростей утилизации субстратов:

для бактерий

для простейших

$$P_{DIP} = \frac{d_{10} d_1 DIP \cdot Pool C_B \cdot Pool N_B}{M_1}; \quad P_{DIP} = \frac{K_5 d_7 \cdot DIP \cdot Pool C_{Pr} \cdot Pool P_{Pr}}{M_2};$$

$$P_{DOP} = \frac{d_{10} d_2 DOP \cdot Pool/C_B \cdot Pool/N_B}{M_1}; \quad P'_{DOP} = \frac{K_5 d_8 \cdot DOP \cdot Pool/C_{Pr} \cdot Pool/N_{Pr}}{M_2};$$

$$P_{DP} = \frac{d_{10} d_3 DP \cdot Pool/C_B \cdot Pool/N_B}{M_1}; \quad P'_{DP} = \frac{K_5 \cdot d_{12} \cdot DP \cdot Pool/C_{Pr} \cdot Pool/N_{Pr}}{M_2};$$

$$P_{C_n} = \frac{d_{10} d_{14} \cdot C_1 \cdot Pool/N_B \cdot Pool/P_B}{M_1}; \quad P'_B = \frac{K_5 \cdot d_9 \cdot B \cdot Pool/C_{Pr} \cdot Pool/N_{Pr}}{M_2}$$

$$M_1 = Pool/C_B \cdot Pool/N_B \cdot Pool/P_B + B \cdot Pool/C_B \cdot Pool/N_B + B (C/P) Pool/P_B \cdot Pool/N_B + B (N/P) Pool/C_B \cdot Pool/P_B (1 + K_4 \cdot N_{мин});$$

$$M_2 = Pool/C_{Pr} \cdot Pool/N_{Pr} \cdot Pool/P_{Pr} + Pr \cdot Pool/C_{Pr} \cdot Pool/N_{Pr} + (C/P) Pr \cdot Pool/N_{Pr} \cdot Pool/P_{Pr} + (N/P \cdot Pr \cdot Pool/P_{Pr} \cdot Pool/C_{Pr}).$$

Удельные скорости потребления субстратов (детрита и простейших) зоопланктоном описываются уравнениями:

$$P''_{DP} = \frac{K_{13} \cdot d_{15} \cdot DP}{M_3}; \quad P''_{Pr} = \frac{K_{13} \cdot d_{13} \cdot Pr}{M_3},$$

$$M_3 = d_{13} \cdot DP + d_{15} \cdot Pr + Z.$$

В среду непрерывно поступают продукты метаболизма, подвергающиеся дальнейшей трансформации. Удельные скорости метаболических выделений бактерий (L_B), простейших (L_{Pr}) и зоопланктона (L_Z), представляются соответственно уравнениями:

$$L_B = r_B \cdot P_B; \quad L_{Pr} = r_{Pr} \cdot P_{Pr}; \quad L_Z = r_Z \cdot P_Z,$$

где выделительные активности бактерий (r_B) и простейших (r_{Pr}) оп-

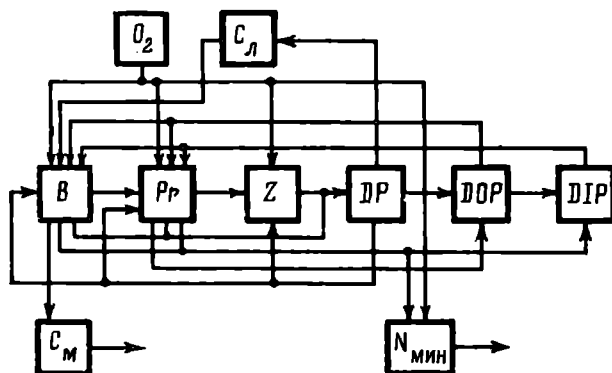


Рис. 1. Блок-схема связей элементов модели

C_n , C_m — лабильное и метаболитное органическое вещество, мгС/л; O_2 — кислород, мг O_2 /л; B , Pr , Z — биомасса бактерий, простейших и зоопланктона, мкгР/л; DIP , DOP , DP — растворенные неорганический, органический и детритный фосфор, мкгР/л; $N_{мин}$ — сумма минеральных соединений азота, мгН/л

ределяются P_B и P_{Pr} (Леонов, Айзатуллин, 1975а) и описываются выражениями:

$$r_B = \frac{d_4 \cdot P_B}{1 + d_5 \cdot P_B} + (1 - \frac{d_4}{d_5}); \quad r_{Pr} = \frac{d_6 \cdot P_{Pr}}{1 + d_{11} \cdot P_{Pr}} + (1 - \frac{d_6}{d_{11}}).$$

Для зоопланктона r_Z принята постоянной и равной 0,1.

Для отражения удельных скоростей элиминации бактерий (S_B), простейших (S_{Pr}) и зоопланктона (S_Z) использовались уравнения:

$$S_B = V_1 + V_2 \cdot r_B; \quad S_{Pr} = V_3 + (V_4 \cdot Pr) / P_{Pr}; \quad S_Z = V_5 + (V_6 \cdot Z) / P_Z.$$

Математическая модель изменения концентраций компонентов эколого-биохимической системы представляется системой дифференциальных уравнений:

$$\frac{dB}{dt} = (P_B - L_B - S_B) \cdot B - P'_B \cdot Pr;$$

$$\frac{d(DIP)}{dt} = K_6 \cdot L_B \cdot B - K_1 \cdot P_{DIP} \cdot B - P'_{DIP} \cdot Pr + K_{14} (DOP) + (1 - K_{16}) \cdot L_{Pr} \cdot Pr;$$

$$\frac{d(DOP)}{dt} = K_7 \cdot DP - K_2 \cdot P_{DOP} \cdot B - P'_{DOP} \cdot Pr - K_{14} (DOP) + K_{16} \cdot L_{Pr} \cdot Pr;$$

$$\frac{d(DP)}{dt} = S_B \cdot B + (S_Z + L_Z) \cdot Z + S_{Pr} \cdot Pr - K_7 \cdot DP - P_{DP} \cdot B - P'_{DP} \cdot Pr - P_{DP} \cdot Z;$$

$$\frac{dC_M}{dt} = K_8 \cdot L_B \cdot B - K_9 \cdot C_M;$$

$$\frac{dY}{dt} = K_{10} \cdot L_B \cdot B + K_{15} \cdot P_{Pr} \cdot Pr + K_{17} \cdot Z;$$

$$\frac{dC_n}{dt} = K_{11} \cdot K_7 \cdot DP - K_3 \cdot P_{C_n} \cdot B - 0,376 (K_{10} \cdot L_B \cdot B + K_{15} \cdot P_{Pr} \cdot Pr + K_{17} \cdot Z);$$

$$\frac{dPr}{dt} = (P_{Pr} - L_{Pr} - S_{Pr}) \cdot Pr - P''_{Pr} \cdot Z;$$

$$\frac{dZ}{dt} = (P_Z - L_Z - S_Z) \cdot Z;$$

$$\frac{dN_{мин}}{dt} = 0,376 (N/C) (K_{10} \cdot L_B \cdot B + K_{15} \cdot P_{Pr} \cdot Pr + K_{17} \cdot Z) - K_{18} \cdot N_{мин},$$

где Y — потребление кислорода, d_i , K_i , V_i — константы. Уравнения решались на ЭВМ Минск-22М методом Рунге-Кутты-4 с шагом по времени 0,01 сутки. В сериях математических экспериментов имитировалось поведение нефотосинтезирующей эколого-биохимической системы с начальными величинами химических и биологических элементов, которые часто наблюдаются в естественной морской воде. Значения констант скоростей устанавливались при рассмотрении отдельных блоков модели (Айзатуллин, Леонов, 1975; Леонов, Айзатуллин, 1975б, в).

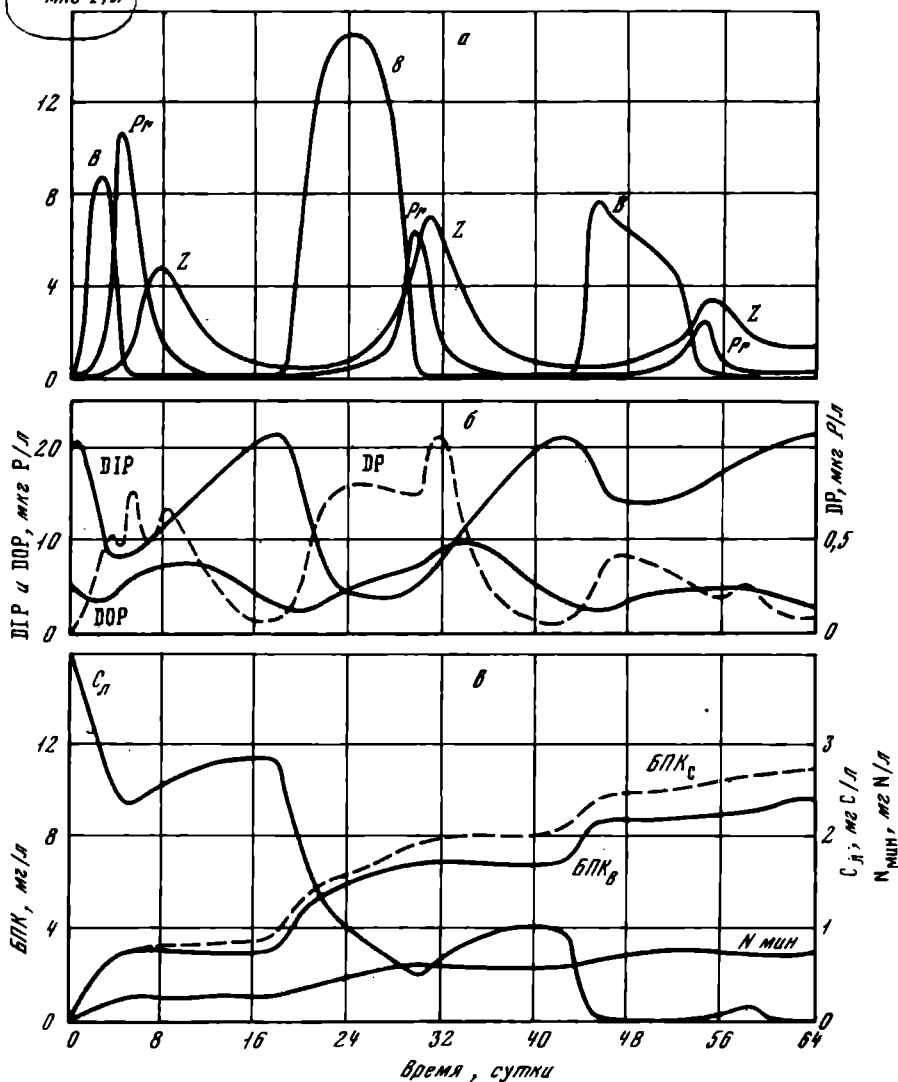


Рис. 2. Динамика элементов системы (моделирование, вариант № 24)

На рис. 2, а-в представлен один из результатов моделирования при следующих значениях входных характеристик и констант скоростей: $DIP = 50$; $DOP = 5$; $C_n = 4$; $C_s = 0,0001$; $B = 0,05$; $Y = 0$; $DP = 0$; $Pr = 0,06$; $Z = 0,008$; $d_1 = 0,012$; $d_2 = 0,0032$; $d_3 = 0,003$; $d_4 = 0,06$; $d_5 = 0,1$; $d_6 = 0,09$; $d_7 = d_8 = 0,1$; $d_9 = 50$; $d_{10} = 70$; $d_{11} = 0,1$; $d_{12} = 0,5$; $d_{13} = 1$; $d_{14} = 10$; $d_{15} = 0,1$; $K_1 = K_2 = 1$; $K_3 = 40$; $K_5 = 2$; $K_6 = 1$; $K_7 = 2,8$; $K_8 = 0,01$; $K_9 = K_{10} = 0,1$; $K_{11} = 40$; $K_{12} = 0,4$; $K_{13} = 1,25$;

$K_{14} = 0,2; K_{15} = 0,01; K_{16} = 0; K_{17} = 0,01; K_{18} = 0; K_{19} = 0,7; V_1 = 0; V_2 = 0,15; V_3 = 0,07; V_4 = 0,001; V_5 = 0,03; V_6 = 0,02.$

В динамике биомасс микроорганизмов прослеживается некоторая периодичность, обусловленная трофодинамическими взаимоотношениями. Изменение биомасс существенно влияет на динамику фосфорсодержащих компонентов воды (рис. 2, б), а также на характеристики, используемые для оценки качества воды (рис. 2, в). В период 0–12 суток происходит первое существенное изменение биомасс микроорганизмов и значительно меняются концентрации химических компонентов воды: содержание DIP падает в 2,5, DOP — в 2, C_n — в 1,5 раза. За счет активизации бактерий потребление кислорода в среде увеличивается до 2,9 мг O_2 /л, а суммарное содержание минерального азота — до 1 мг N/л. В период ослабления деятельности бактерий (5–18 сутки), когда развиваются организмы более высоких трофических уровней, в системе успевает восстановиться исходный запас фосфорсодержащих компонентов, и частично регенерирует лабильное органическое вещество. Потребление кислорода простейшими и зоопланктоном в этот период невелико. После того как зоопланктон поглотит основную долю простейших — непосредственных потребителей бактерий, последние восстанавливают свою биомассу за 18–30 суток. Активная деятельность бактерий в это время вызывает вторичное падение концентраций DIP, DOP и C_n , а также способствует накоплению детрита, росту потребления кислорода и концентрации минеральных соединений азота. Последующее развитие простейших и зоопланктона за 30–36 суток вновь приводит к восстановлению запаса питательных веществ. Наконец, третья активизация бактерий за 43–48 сутки вызывает полное исчерпание лабильного органического вещества, что лимитирует их биомассу. Примерно после 60 суток в системе устанавливается равновесие биомасс, определяемое взаимоотношениями типа “хищник-жертва”.

DIP довольно быстро включается в оборот: его концентрация может падать в 6 раз и восстанавливаться до исходных величин. Концентрация DOP подвержена менее выраженным колебаниям. Детритный фосфор меняется в пределах 0–1 мкг P/л и быстро трансформируется до DOP.

Лабильное органическое вещество и БПК — показатели активности бактерий: периоды уменьшения концентрации C_n и увеличения БПК совпадают с началом роста биомассы бактерий.

Активность простейших в отношении потребления кислорода оценивали по данным, полученным в закрытой водной системе с популяциями микроорганизмов, встречающихся в природных условиях (Canale, Cheng, 1974). Экспериментально изучалась деструкция углеводов (смесь сахарозы и церофильного экстракта при достаточно высоком содержании биогенных веществ) и БПК бактериями *Aerobacter aerogenes* и простейшими *Tetrahymena pyriformis* (вид D) при 25°C.

Начальное содержание C_n составляло в экспериментах 60 мг C/л в системе без бактерий и 30 мг C/л в системе с бактериями и простейшими. Были подобраны следующие начальные концентрации соединений фосфора, соответствующие картине трансформации РОВ и БПК при фикс-

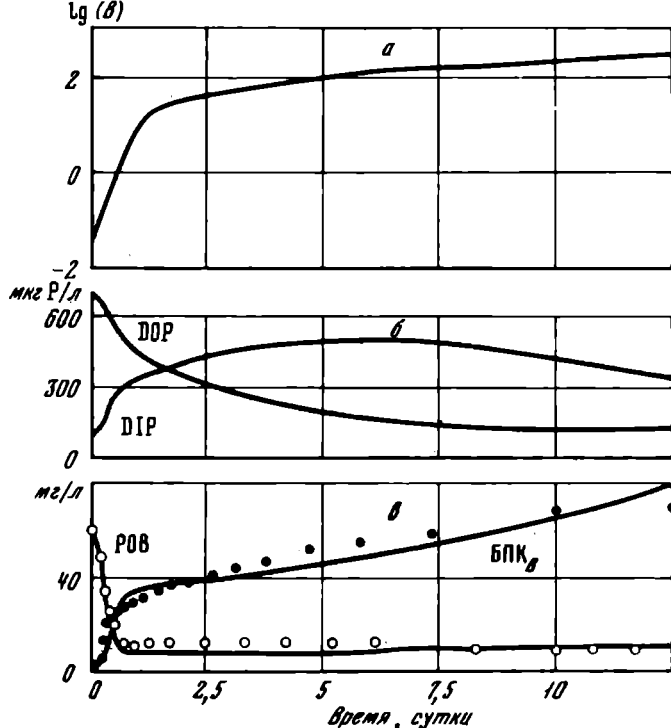


Рис. 3. Моделирование трансформации РОВ и БПК в присутствии бактерий, по экспериментальным данным Канала и Чанга (1974)

Входные данные (вариант № 105): DIP = 100; DOP = 100; $C_n = 60$; $C_m = 0$; $B = 0,05$; $Y = 0$; $Pr = 0,06$; $Z = 0$; $Dp = 0$; $d_1 = 0,012$; $d_2 = 0,0032$; $d_3 = 0,003$; $d_4 = 0,06$; $d_5 = 0,1$; $d_6 = 0,06$; $d_7 = d_8 = 0,0001$; $d_9 = 0,0001$; $d_{10} = 2500$; $d_{11} = 0,1$; $d_{12} = d_{13} = 0,0001$; $d_{14} = 0,006$; $d_{15} = 0,0001$; $K_1 = K_2 = 1$; $K_3 = 500$; $K_4 = 0$; $K_5 = 5$; $K_6 = 1$; $K_7 = 2,8$; $K_8 = 0,025$; $K_9 = 0,05$; $K_{10} = 0,1$; $K_{11} = 50$; $K_{12} = 0,4$; $K_{13} = 1,25$; $K_{14} = 0,2$; $K_{15} = 0,4$; $K_{16} = 0$; $K_{17} = 0,01$; $K_{18} = 0$; $K_{19} = 0,7$; $V_1 = 0,1$; $V_2 = 0,15$; $V_3 = 0,07$; $V_4 = 0,07$; $V_5 = 0,05$; $V_6 = 0,1$

а, б — расчетные данные автора; в — экспериментальные данные

сированном значении $d_{10} = 2500^*$: DIP = 100, DOP = 700 мкг Р/л и DIP = 50, DOP = 200 мкг Р/л в средах с бактериями без хищников и с хищниками соответственно (рис. 3). Значения исходных концентраций DIP и DOP корректировались по скорости накопления в среде C_m , зависящей от биомассы бактерий, и нижней границе РОВ в системе, устанавливающейся примерно через 0,6 суток. Предполагалось, что при таком исходном соотношении DIP и DOP все метаболические выделения бактерий, содержащие фосфор, мгновенно трансформируются до фосфатов ($K_6 = 1$)¹.

¹ Относительно высокое значение d_{10} свидетельствует, очевидно, об участии ферментов в деструкции РОВ.

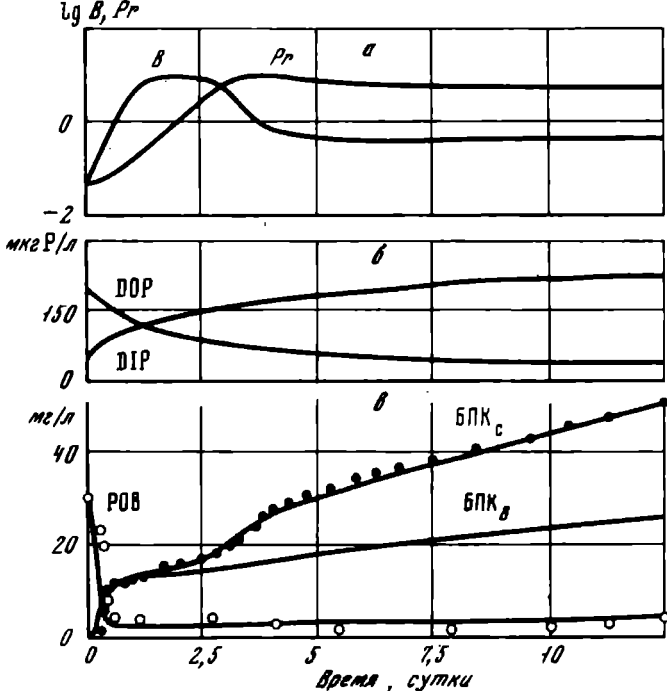


Рис. 4. Моделирование трансформации РОВ и БПК в присутствии бактерий и простейших (кривые), по экспериментальным данным (точки) Канале и Ченга (Canale, Cheng, 1974)

Выходные данные (вариант № 144): $DIP = 50$; $DOP = 200$; $C_n = 30$; $C_m = 0$; $B = 0,05$; $Y = 0$; $Pr = 0,06$; $Z = 0$; $DP = 0$; $d_1 = 0,012$; $d_2 = 0,0032$; $d_3 = 0,003$; $d_4 = 0,06$; $d_5 = 0,1$; $d_6 = 0,06$; $d_7 = d_8 = 0,01$; $d_9 = 5$; $d_{10} = 2500$; $d_{11} = 0,1$; $d_{12} = 0,5$; $d_{13} - d_{15} = 0,0001$; $d_{14} = 0,006$; $K_1 = K_2 = 1$; $K_3 = 500$; $K_4 = 0$; $K_5 = 5$; $K_6 = 1$; $K_7 = 2,8$; $K_8 = 0,025$; $K_9 = 0,05$; $K_{10} = 0,1$; $K_{11} = 50$; $K_{12} = 0,4$; $K_{13} = 1,25$; $K_{14} = 0,2$; $K_{15} = 0,4$; $K_{16} = 0$; $K_{17} = 0,01$; $K_{18} = 0$; $K_{19} = 0,7$; $V_1 = 0,1$; $V_2 = 0,15$; $V_3 = 0,07$; $V_4 = 0,07$; $V_5 = 0,05$; $V_6 = 0,1$

Условные обозначения те же, что и на рис. 3

Интенсивность деструкции лабильного и накопления метаболитного органического вещества оценивали в отсутствие и при наличии хищников. Трансформация РОВ происходит быстрее во втором случае; накопление C_m свидетельствует о более интенсивной трансформации в период 0–0,5 суток в системе с бактериями и простейшими (рис. 4, табл. 1). Модель позволяет также оценить оборачиваемость C_n в процессе биохимической деструкции РОВ. Полная утилизация исходного количества C_n осуществляется за 0,55 суток в системе только бактериями и простейшими и за 0,9 суток при наличии в системе только бактерий (рис. 5). В последующем в среде утилизируется органическое вещество, регенерированное за счет разложения детрита. Изменение концентрации РОВ во времени (см. рис. 3, в и 4, в) по результатам моделирования не от-

Трансформация углеродсодержащих компонентов бактериями

Время, сутки	Бактерии			Бактерии и хищники		
	РОВ*	С _л	С _м	РОВ	С _л	С _м
0,0	1,000	1,000	0,000	1,000	1,000	0,000
0,2	0,809	0,792	0,017	0,608	0,578	0,030
0,5	0,241	0,151	0,090	0,128	0,035	0,093
1,0	0,156	0,013	0,143	0,115	0,006	0,109
1,5	0,155	0,006	0,149	0,114	0,003	0,112
2,0	0,155	0,004	0,151	0,113	0,002	0,111
3,0	0,157	0,004	0,153	0,113	0,002	0,111
4,0	0,160	0,004	0,156	0,116	0,002	0,114
5,0	0,164	0,004	0,160	0,125	0,002	0,123
7,5	0,179	0,004	0,175	0,135	0,001	0,134
10,5	0,201	0,004	0,197	0,137	0,001	0,136
12,5	0,212	0,004	0,208	0,137	0,001	0,136

* Концентрации РОВ, С_л и С_м определены по отношению к исходному содержанию С_л.

ражает динамику его биохимической трансформации, поскольку примерно после 0,5 суток в системе устанавливается равновесие между процессами утилизации и поступления РОВ за счет разложения детрита и накопления С_м. Кривые БПК дают больше информации о динамике бактериальной трансформации РОВ в системах по сравнению с кривыми оборачиваемости С_о (рис. 5, б). Вторая стадия БПК (рис. 4, в) вызвана активностью простейших и отражается моделью достаточно подробно, хотя расход кислорода на нитрификацию его не учитывается.

Таким образом, модель позволяет выявить особенности режима потребления кислорода в разных опытах и дать качественное объяснение типам кинетических кривых БПК в процессе трансформации РОВ.

На основании результатов моделирования можно оценить также интенсивность трансформации соединений фосфора. При отличающихся начальных концентрациях DOP одинаковая его доля трансформируется в присутствии бактерий и при наличии хищников (табл. 2). Однако при совместном присутствии бактерий и простейших в период 0–10 суток потребление DOP бактериями в 1,1–1,4 раза выше, чем в системе без хищников. В период 0–2 суток большая часть потребляется бактериями (около 23–25%), однако после 2-го дня основной путь трансформации DOP — непосредственное разложение до DIP. По сравнению с бактериальным потреблением DOP в период 3–12,5 суток прямая трансформация DOP до DIP увеличивается от 1,5 до 2,3 раза в системе с бактериями и от 1,34 до 2,6 раза при бактериях и хищниках. В общем балансе неорганического фосфора составляющая потока трансформации DOP и DIP имеет существенное значение. За весь исследованный интервал времени

Таблица 2

Динамика фосфорсодержащих компонентов по отношению к их начальной

Время, сутки	Бактерии							
	DIP	составляющие баланса			DOP	составляющие баланса		
		+R ₁	+R ₂	-R ₃		+R ₁	-R ₃	-R ₅
0,0	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,000	0,000	0,000
0,5	2,62	2,17	0,63	1,17	0,77	0,000	0,143	0,090
1,0	3,47	3,53	1,11	2,17	0,63	0,000	0,206	0,159
1,5	3,83	3,77	1,53	2,47	0,56	0,001	0,220	0,219
2,0	4,13	3,90	1,90	2,68	0,50	0,004	0,227	0,271
3,0	4,58	4,13	2,54	3,09	0,41	0,012	0,238	0,363
4,0	4,87	4,38	3,06	3,58	0,34	0,025	0,249	0,438
5,0	5,01	4,67	3,50	4,16	0,29	0,043	0,258	0,500
7,5	4,90	5,54	4,34	5,98	0,21	0,111	0,282	0,620
10,0	4,33	6,63	5,03	8,32	0,19	0,214	0,308	0,718
12,5	3,46	5,70	11,2	3,46	0,20	0,357	0,346	0,814

Составляющие баланса DIP: R₁ — выделение бактериями; R₂ — прямое разложение DOP в DIP; R₃ — усвоение бактериями; R₄ — усвоение простейшими; R₅ — выделение простейшими.

Таблица 2 (окончание)

Время, сутки	DOP	Бактерии и простейшие				
		составляющие баланса				
		+R ₁	+R ₂	-R ₃	-R ₄	-R ₅
0,0	1,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0,5	0,71	0,000	0,000	0,200	0,000	0,086
1,0	0,61	0,000	0,000	0,237	0,000	0,151
1,5	0,55	0,002	0,003	0,247	0,000	0,209
2,0	0,50	0,005	0,007	0,253	0,000	0,261
3,0	0,42	0,013	0,036	0,262	0,000	0,352
4,0	0,38	0,024	0,063	0,271	0,005	0,430
5,0	0,32	0,043	0,076	0,280	0,009	0,498
7,5	0,24	0,078	0,101	0,293	0,015	0,627
10,0	0,19	0,104	0,123	0,300	0,019	0,718
12,5	0,16	0,129	0,144	0,303	0,021	0,786

DIP	Бактерии и простейшие				
	составляющие баланса				
	+R ₁	+R ₂	-R ₃	-R ₄	+R ₅
1,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000
2,15	2,25	0,34	1,445	0,000	0,000
2,46	2,72	0,60	1,859	0,001	0,001
2,65	2,82	0,83	2,018	0,001	0,003
2,81	2,90	1,04	2,138	0,002	0,009
3,10	3,03	1,41	2,366	0,010	0,043
3,36	3,24	1,72	2,629	0,040	0,076
3,60	3,58	1,99	2,986	0,075	0,091
4,02	4,23	2,61	3,680	0,162	0,121
4,26	4,70	2,87	4,200	0,251	0,147
4,41	5,10	3,14	4,668	0,341	0,173

Составляющие баланса DIP: R₁ — разложение детрита; R₂ — выделение простейшими; R₃ — усвоение бактериями; R₄ — усвоение простейшими; R₅ — прямое разложение DIP в DIP.

(0–12,5 суток) в системе с бактериями по этому каналу трансформации неорганического фосфора поступает в 11,2 раза больше, чем имелось в начальный момент; в системе, содержащей и простейшие, эта величина снижается до 3,14 раза. Основной вклад в баланс DIP дает составляющая бактериального выделения, превышающая поток DIP непосредственно из DIP в период 0–2 суток более чем в 2 раза, как в системе с одними бактериями, так и с их хищниками. При установлении концентраций фосфорсодержащих компонентов, при которых произведения $d_1 \cdot \text{DIP}$ и $d_2 \cdot \text{DOP}$ становятся сопоставимыми, эти вещества начинают утилизироваться бактериями с одинаковыми скоростями. Такие условия устанавливаются в системе с одними бактериями спустя примерно 7,5 суток (рис. 3, б), и тогда концентрация DIP заметно снижается. В среде с бактериями и хищниками после 10 суток (рис. 4, б) в системе устанавливается состояние, близкое к стационарному и соответствующее условиям в период 5–7,5 суток в системе с одними бактериями.

Общее потребление DIP и DOP бактериями более чем на порядок превышает усвоение этих компонентов простейшими. Утилизация неорганического фосфора бактериями и простейшими примерно на порядок выше потребления органического фосфора. Общая удельная скорость утилизации фосфорсодержащих субстратов на единицу биомассы бактерий примерно на 2,5–3 порядка выше в системе, содержащей бактерии и хищников, чем в системе с одними бактериями (рис. 5, а).

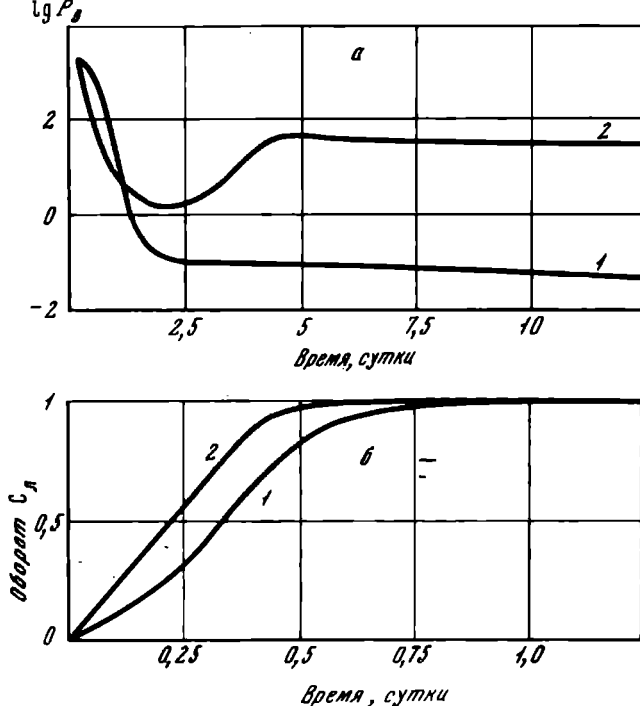


Рис. 5. Изменение общей удельной скорости утилизации фосфорсодержащих веществ (а) и оборачиваемости лабильного углеродсодержащего вещества (б), моделирование

1, 2 — в присутствии бактерий и бактерий с хищниками соответственно

Реализация модели позволяет не только объяснить особенности динамики концентраций компонентов во времени, но и исследовать отдельные пути трансформации веществ при различных ситуациях. Результаты моделирования свидетельствуют о существенном влиянии бактериальных хищников на динамику химических компонентов и определяющих интенсивность процессов их трансформации. Отношения типа "хищник—жертва" важны по своим биохимическим последствиям, различные химические вещества могут регулировать трофодинамические взаимоотношения микроорганизмов сообщества.

Высокая имитационная способность модели определяется учетом многообразных взаимоотношений химических компонентов и живого вещества воды. Это обстоятельство позволяет отразить сложный характер колебаний концентраций химических и биологических компонентов системы.

Представленная модель может быть использована для анализа результатов лабораторных исследований процессов самоочищения вод, а также для наблюдений в морских условиях ниже фотосинтетического слоя.

- Айзатуллин Т.А.* Моделирование внешнеметаболических систем и систем со смешанными связями. — В кн.: Биохимическая трофодинамика в морских прибрежных экосистемах. Киев: Наукова думка, 1974, с. 138—163.
- Айзатуллин Т.А., Леонов А.В.* Кинетика трансформации соединений биогенных элементов и потребления кислорода в морской воде (математическое моделирование). — *Океанология*, 1975, т. 15, вып. 4, с. 622—632.
- Леонов А.В., Айзатуллин Т.А.* Учет метаболической активности популяций микроорганизмов при построении математических моделей биохимических экосистем. — Информ. бюл. о работе II Всесоюзной школы по математическому моделированию в биологии. Пущино, 1975а, с. 12—15.
- Леонов А.В., Айзатуллин Т.А.* Моделирование трансформации соединений азота в закрытой водной химико-экологической системе. — *Экология*, 1975б, № 2, с. 5—10.
- Леонов А.В., Айзатуллин Т.А.* Динамика закрытой БПК-системы: опыт портретного математического моделирования. — Труды ГОИН, 1975а, вып. 127, с. 5—45.
- Полетяев И.А.* Некоторые математические модели биогеоценозов и замечания о моделировании. — В кн.: Математическое моделирование жизненных процессов. М.: Мысль, 1968, с. 124—135.
- Хейлов К.М.* Трофодинамика и биохимия в эволюционной экологии. — В кн.: Биохимическая трофодинамика в морских прибрежных экосистемах. Киев: Наукова думка, 1974, с. 3—13.
- Canale R.P., Cheng F.Y.* Oxygen utilization in bacterial-protzoan community. — *J. Env. Eng. Div. Proc. ASCE*, 1974, vol. 100, N 1, p. 171—185.

A.V. Leonov, T.A. Ajzatullin

KINETICS OF TRANSFORMATION OF ORGANIC AND INORGANIC SUBSTANCES BY MARINE MICROORGANISMS (MATHEMATICAL SIMULATION)

Summary

The model is intended for the investigation of interaction of chemical components with the living matter of the sea water and of the transformation of organic and inorganic substances and of biochemical oxygen uptake. Some results of computer simulation are discussed. The transformation of dissolved organic matter, of organic and inorganic phosphorus compounds and uptake are discussed on the basis of computer simulation results. The phosphorus compounds turnover intensity along different transformation ways is estimated.

К.А. МАКСИМОВИЧ

СССР

РОЛЬ МИКРООРГАНИЗМОВ В ФОРМИРОВАНИИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА МИНЕРАЛЬНЫХ ВОД

В минеральных водах Предкарпатья обнаружены разнообразные физиологические группы микроорганизмов, специфические для каждого типа вод. Установлены различия в показателях перманганатной окисляемости вод, содержащих углеводородоокисляющие микроорганизмы и без них. Подтверждается предположение о биогенном происхождении сероводорода сульфидных вод.

Исследования В.И. Вернадского (1933), С.Н. Виноградского (1952), В.Л. Омелянского (1953), Б.Л. Исаченко (1958) и других заложили фундамент микробиологии минеральных вод. Трудями ряда отечественных и зарубежных исследователей установлено, что химический состав минеральных вод формируется в значительной степени благодаря жизнедеятельности микроорганизмов (Кузнецов, 1938, 1952, 1962; Janowski, 1944; Рубчяк, 1947; Харитонова, 1956; Кузнецова, 1960; Волкова, Ташинская, 1961; Максимович, 1967, 1974; Dombrowski, 1969).

Задачей настоящей работы являлось изучение микрофлоры источников Карпатского горного сооружения и сопоставление биохимических функций с химическими особенностями вод. Кроме того, в работе преследовалась цель — определить специфические физиологические группы бактерий для различного класса вод, а также выделить, идентифицировать и изучить биологические свойства чистых культур микроорганизмов. Всего было изучено 50 источников минеральных вод Львовской, Хмельницкой, Ивано-Франковской, Черновицкой и Закарпатской областей УССР.

Изучение микробного ценоза производилось путем посевов первичного материала непосредственно у источников. Примененные 30 элективных сред позволили выявить микроорганизмы, потребляющие:

- 1) безазотистые вещества (амилолитические, целлюлозоразлагающие, маслянокислые, жирорасщепляющие и углеводородокисляющие микроорганизмы);
- 2) азотистые вещества (аммонифицирующие, денитрифицирующие, азотфиксирующие и уробактерии);
- 3) соединения серы и железа (десульфуризирующие, тионовые, серобактерии).

Численность бактерий отдельных физиологических групп определялась методом титров с обработкой результатов по Мак-Креди. Чистые культуры выделяли на минеральной питательной среде методом диффузного притока. Чистоту выделенных культур проверяли путем повторных пересевов на пластинчатые и жидкие питательные среды, изучения морфологии (электронный микроскоп УЭМВ-100), тинкториальных и биохимических свойств (с применением 21 теста). У бактерий из сульфидных вод изучали способность формировать сероводород в искусственных питательных средах.

По химическому составу большинство вод относится к простым (2—3 иона). По анионному составу их можно разделить на две группы: гидрокарбонатные и сульфидные. Первые отличались слабой минерализацией (не выше 0,87 г/л), сульфидные воды имели минерализацию свыше единицы.

В составе гидрокарбонатных вод обнаружены 12 физиологических групп микробов: амилолитические, целлюлозоразлагающие, маслянокислые, жирорасщепляющие, метанобразующие, углеводородокисляющие, аммонифицирующие, денитрифицирующие, азотфиксирующие, уробактерии, десульфуризирующие и тионовые. Сульфидные воды характеризуются 7-ю физиологическими группами микроорганизмов: амило-

182

литическими, маслянокислыми, жирорасщепляющими, азотфиксирующими, десульфорирующими, тионовыми и серобактериями (табл. 1).

В гидрокарбонатных водах велико количество углеводородокисляющих микроорганизмов (тысячи в 1 мл) и непостоянно наличие микробов, потребляющих соединения серы. Сульфидным водам свойственно полное отсутствие углеводородокисляющих микробов и постоянное наличие трех физиологических групп микробов, потребляющих серу. Кроме того, в сульфидных водах отсутствуют еще целлюлозоразлагающие, метанобразующие, денитрифицирующие группы микробов и уробактерии. В обеих группах вод отсутствуют железобактерии.

Из гидрокарбонатных вод Трускавецкого месторождения выделено 400, а из сульфидных вод Синякского — 102 штамма чистых культур микробов. В результате изучения тинкториальных, морфологических, биохимических и биологических свойств, а также после сопоставления с эталонными штаммами чистые культуры из состава углеводородокисляющих и потребляющих серу микробов отнесены к 20 видам родов *Pseudomonas*, *Mycobacterium*, *Vibrio*, *Thiobacterium*. Часть штаммов по ферментативным свойствам отличалась от всех известных.

Имеются достоверно устанавливаемые отличия между водами, содержащими и не содержащими углеводородокисляющие микробы, в показателях трудной перманганатной окисляемости. в кислой среде (табл. 2). При этом количество трудноокисляемых веществ в водах, содержащих углеводородокисляющие микробы ($2,72 \pm 0,51$ мг О/л), достоверно ($p < 0,05$) выше, чем в водах без этих микробов ($1,43 \pm 0,29$ мг О/л). Следовательно, углеводородокисляющие микробы каким-то образом способствуют накоплению этих веществ. Кроме того, в водах без углеводородокисляющих микробов отмечается почти вдвое более высокая легкая окисляемость (следовательно, больше легкоокисляемых веществ) и вдвое более высокое содержание органического углерода. Изложенное как будто подтверждает гипотезу, что углеводородокисляющие микроорганизмы ассимилируют находящиеся в воде легко окисляемые органические вещества и частично превращают их в трудно окисляемые.

Ранее уже отмечалось, что основным отличием изученных сульфидных вод от гидрокарбонатных является постоянное присутствие значительного количества микроорганизмов, потребляющих соединения серы (до 10^3 микробных тел/мл). Кроме того, в сульфидных водах обнаруживается большее количество сероводорода (от $15 \pm 0,01$ мг/л до $25,6 \pm 0,75$ мг/л), чем в гидрокарбонатных (от 0,0 до $1,57 \pm 0,25$ мг/л). Можно предположить, что сероводород в сульфидных водах имеет биогенное происхождение.

Для более полного суждения об этом вопросе целесообразно было выяснить способность микрофлоры сульфидных вод формировать сероводород в лабораторных условиях. Такая способность была изучена для десульфорирующих и аммонифицирующих бактерий. В исследуемых водах при засеве соответствующими селективными средами через 30 суток йодометрическим методом определялось количество вновь появившегося водорода. Как видно из полученных данных (табл. 3), серо-

Таблица 1

Микробиологическая характеристика некоторых минеральных вод Карпатского

Клас- сы вод	Время иссле- дова- ния	Место- рожде- ние	Наиме- нование источни- ка	Минера- лизация, г/л	Количество микроорганизмов					
					амило- лити- ческие	целлю- лозо- разла- гаю- щие	масля- нокис- лые	жиро- расщеп- ляющие	метан- образу- ющие	
Гидро- карбо- натные	1971— 1973 гг.	Труска- вец	Нафтуса 1	0,28— 0,87	0—10 ²	0—10 ²	1—10 ⁷	0—10 ²	0—10 ²	
		Шкло	3, 6, 7,							
		Сходни- ца	8, 9, 10, 11							
		Кренси- лов								
		Мизунь								
		Селятино 1								
Суль- фид- ные	1972— 1973 гг.	Синяк		1,1—1,4	0—10	0—0	0—10 ⁵	0—1	0—0	

Таблица 2

Соотношение углеводородокисляющих микробов и показателей органического вещества в исследуемых минеральных водах

Исследуемые источники и скважины	Наличие углеводородокисляющих микробов	Окисляемость перманганатная кислая				Органический углерод, мг/л	
		легкая		трудная		$M \pm m$	Р
		мг О/л	Р	мг О/л	Р		
Сходница – 3,8*, 10*, 11	–	1,42±0,6		1,43±0,29		11,8±3,8	
Селятино-1			> 0,05		< 0,05 > 0,02		< 0,2 > 0,1
Сходница - 6, 7, 9, 357; Кренсиров-7/11683; Мизунь-2; Шкло-1; Трускавец - 24-р, Нафтуса	+	0,55±0,17		2,72±0,51		5,7±0,2	

* Углеводородокисляющие микробы встречаются непостоянно.

Количество микроорганизмов

углеводород- окисля- ющие	аммо- нифи- цирую- ющие	нитри- фици- рую- щие	денит- рифици- рующие	азот- фикси- рующие	уробак- терии	десуль- фуриру- ющие	тионо- вые	серо- бакте- рии	железо- бакте- рии

0-10³ 1-10⁵ 0-0 0-10³ 0-10³ 0-10² 0-10 0-10² 0-0 0-0

0-0 1-10⁵ 0-0 0-0 0-10 0-0 1-10² 1-10³ 1-10 0-0

Таблица 3

Определение способности микроорганизмов сульфидных вод месторождения
Синяк продуцировать сероводород в лабораторных условиях

Группа микроорганизмов	Количество исследо- ваний		Количество сероводорода, мг/л
	всего	из них по- ложитель- ных	
Десульфурierende	6	6	18,0 ± 4,0
"	7	6	17,0 ± 3,3
"	7	5	13,6 ± 3,0
"	7	6	9,0 ± 1,6
Аммонифицирующие	2	1	0 — 63,1
"	2	2	30,6 — 40,0
"	2	2	11,2 — 53,1
"	2	2	10,2 — 56,4

водород в значительных, хотя и неодинаковых количествах, образовывал обе испытанные группы бактерий.

Изученные сульфидные воды содержат достаточно большое количество сульфатов ($0,599 \pm 0,077$ — $0,797 \pm 0,009$ г/л), органические вещества; концентрация водородных ионов в них близка к нейтральной. Такие условия при наличии микроорганизмов, потребляющих соединения серы, способствуют образованию сероводорода биогенного происхождения (Кузнецов, 1952; Работнова, 1957).

Материалы, изложенные в настоящем сообщении, свидетельствуют о постоянном присутствии ряда физиологических групп микроорганизмов и соответствии продуктов их метаболизма химическому составу гидрокарбонатных и сульфидных вод Карпатского горного сооружения. Полученные данные позволяют считать углеводородокисляющие, десульфуризирующие и тионовые микроорганизмы специфическими для изученных слабоминерализованных гидрокарбонатных вод, а десульфуризирующие, тионовые и аммонифицирующие микроорганизмы — для сульфидных вод.

ЛИТЕРАТУРА

- Вернадский В.И.* История минералов земной коры. История природных вод. Л.: Госхимиздат, 1933, ч. 1. 202 с.
- Виноградский С.Н.* Микробиология почвы. М.: Изд-во АН СССР, 1952. 792 с.
- Волкова О.Ю., Тащинская А.Д.* Биогенное образование сероводорода в глубинных минеральных водах. — Микробиология, 1961, т. 30, вып. 4, с. 693—698.
- Исаченко Б.Л.* О генезисе месторождения серы. — Труды Ин-та микробиологии АН СССР, 1958, вып. 5, с. 18—23.
- Кузнецов С.И.* Сравнительная характеристика микрофлоры воды Мацестинских и Агурских источников. — Микробиология, 1938, т. 7, вып. 3, с. 316—328.
- Кузнецов С.И.* Роль микроорганизмов в круговороте веществ в озерах. М.: Изд-во АН СССР, 1952. 300 с.
- Кузнецов С.И., Иванов М.В., Ляликова Н.Н.* Введение в геологическую микробиологию. М.: Изд-во АН СССР, 1962. 293 с.
- Кузнецова В.А.* Распространение сульфатвосстанавливающих бактерий в нефтяных месторождениях Куйбышевской области в связи с солевым составом пластовых вод. — Микробиология, 1960, т. 29, вып. 3, с. 408—414.
- Максимович К.А., Глуховская С.Н.* Микрофлора вод малой и средней минерализации курорта Трускавец. — В кн.: Вопросы курортологии и физиотерапии. Киев: Здоровье, 1967, с. 42—43.
- Максимович К.А.* О значении аутохтонной микрофлоры в действии лечебной воды Нафтуса. — Вопросы курортологии, 1974, вып. 2, с. 143—145.
- Омелянский В.Л.* Роль микроорганизмов в выветривании горных пород. М.: Изд-во АН СССР, 1953. Т. 1.
- Работнова И.Л.* Роль физико-химических условий (pH и H_2) в жизнедеятельности микроорганизмов. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 274 с.
- Рубенчик Л.И.* Сульфатредуцирующие бактерии. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1947. 95 с.
- Харитонов Л.П.* Микробиология минеральных вод. — В кн.: Основы курортологии. М.: 1956, с. 221—235.
- Dombrowski H.* Mikrobiologische Untersuchung und Beurteilung der Mineral- und Heilwasser. — Wasser und Luft, Berlin, 1969, N. 2, s. 1147—1165.
- Jankowski G.J.* Hydrocarbon production by sulfatereducing bacteria. — J. Bacteriol., 1944, vol. 47, N 5, p. 447—454.

THE ROLE OF THE MICROORGANISMS IN THE COMPOUND FORMATION OF THE MINERAL WATERS

Summary

The results of the investigations of the microflora of the hydrocarbonate and sulfide waters and the comparison of biochemical functions of some of its representatives with the chemical properties of the same waters are described. It has been revealed that hydrocarbonate waters are characterized by a higher content (12) of physiological groups of microbes than sulfide waters (8). The main distinctions in the microbic coenosis of the so-called types of waters consist in the following. In hydrocarbonate waters (almost lacking hydrogen sulfide) a considerable amount of hydrocarbon-oxidizing microbes is present, and only two physiological groups of microbes consuming hydrogen sulfide are sporadically found. In sulfide waters (which contain much more hydrogen sulfide) hydrocarbon-oxidizing microbes are completely absent and microorganisms consuming sulfur compounds are found constantly. The latter are present in a large number of physiological groups (3).

Correlation between the quantity of hydrocarbon-oxidizing microbes, the composition and the quantity of organic substances in hydrocarbonate waters has been determined. It has been established that desulfurizing and ammonifying microbes from sulfide waters produce hydrogen sulfide in vitro. These data enable us to suggest the biogenic influence on the composition of organic substances in hydrocarbonate waters and biogenic origin of hydrogen sulfide in sulfide waters of the Carpatian Mountains.

М.Н. ЛЕБЕДЕВА, Л.Г. ГУТВЕЙБ

СССР

БИОГЕННАЯ МИГРАЦИЯ КОБАЛЬТА В СВЯЗИ С БАКТЕРИАЛЬНЫМ СИНТЕЗОМ КОБАЛАМИНОВ В ЮЖНЫХ МОРЯХ

Прослежена зависимость между содержанием кобальта в воде и продукцией кобаламинов бактериальными сообществами. Наблюдалось ослабление биосинтетической активности бактерий в расчете на единицу биомассы от высоких широт океана к более низким. Высказано предположение, что процесс биогенной миграции кобальта является одной из причин, ведущих к относительному повышению его содержания в илах и железо-марганцевых конкрециях океанической пелагиали по сравнению с прибрежными районами.

Представления В.И. Вернадского (1940) о биосфере как единой системе, в которой организмы тесно связаны с химическим составом земной коры, привели к возникновению нового раздела экологии — геохимической экологии. Это не случайно. Многочисленные исследования показали, что микроэлементы (Fe, Cu, Mn, B, Co, Zn, Mo) играют важную роль в процессах метаболизма, входя в состав ферментов, дыхательных пигментов, витаминов, гормонов (Пейве, 1961; Кательмов, 1965). Учитывая это обстоятельство, а также неоднородность геохимической среды в различных участках биосферы, уровень содержания микроэлементов

следует считать одним из существенных экологических факторов. Большой вклад в развитие этого направления экологии внесли В.В. Ковальский и его ученики (Ковальский, 1974; Ковальский, Раецкая, 1955; Ковальский, Летунова, 1959; 1961; 1964; Ковальский, Крымова, Летунова, 1967).

В результате обменных процессов со средой в тела организмов включаются различные химические элементы. Вопросы биогенной миграции микроэлементов нашли отражение в многолетних исследованиях Летуновой (1974) геохимической экологии микроорганизмов, обитающих в почвах и иловых отложениях пресных водоемов.

Участие морской микрофлоры в миграции микроэлементов исследовано слабо. К малоизученным в этом отношении относится и кобальт (Летунова, 1959, 1974; Ковальский, Летунова, 1964). Среди жизненно-важных микроэлементов он привлекает особое внимание. Во-первых, соли кобальта влияют на рост и размножение различных микроорганизмов: бактерий, актиномицетов, дрожжей, грибов и водорослей, и, во-вторых, кобальт входит в состав витамина B_{12} , синтезируемого лишь микроорганизмами, но необходимого всем организмам для нормального хода жизненных процессов.

В связи с этим представляет интерес оценка значимости бактерий в биохимическом цикле: кобальт морской воды — биосинтез кобаламинов. Для этой цели привлечены материалы по биосинтетической активности (по кобаламинам) бактериальных сообществ нулевого горизонта в Карибском море и тропической Атлантике в районе о-ов Зеленого Мыса (3-й рейс научно-исследовательского судна "Академик Вернадский", ноябрь—январь 1970—1971 гг.), а также Черного (0—2000 м) и Средиземного (0—3000 м) морей (69-й рейс научно-исследовательского судна "Академик А. Ковалевский", ноябрь—декабрь 1971 г.). Эксперименты (221 определение) проводились на среде, близкой по составу к естественной (Gutveib, Benzhitsky, Lebedeva, 1973; Лебедева, Гутвейб, 1975).

Кроме того, использованы данные по изучению аукоавтотрофии у 1179 культур гетеротрофных бактерий, выделенных с различных глубин (до 1000—3000 м) в Черном, Средиземном, Красном морях и Адонском заливе (Лебедева, Маркианович, Гутвейб, 1971). Эти материалы были сопоставлены с данными по содержанию общего кобальта и кобаламинов в воде по литературным данным (Рожанская, 1963, 1965, 1966, 1974; Коган, 1967; Витюк, Добржанская, Супрунов, 1967; Супрунов, Бенжицкий, Бугаева, 1967).

Установлено, что биосинтетическая (по кобаламинам) активность бактериальных сообществ в условиях, приближенных к естественным, колеблется в пределах одного-двух порядков величин внутри отдельных регионов. Различия между морскими акваториями иногда достигают 3—4 порядков. Общий размах колебаний от 0,8 до 3429 нг/г сырой биомассы бактерий (табл. 1), что соответствует расходу кобальта¹ в количестве 0,0360—154,3050 нг¹.

¹ Исходя из того, что содержание кобальта в молекуле витамина B_{12} составляет 4,5% (Летунова, 1959).

Таблица 1

Изменения биосинтетической активности бактериальных сообществ и среднего содержания кобальта в воде

Район работ	Глубина, м	Число определений	NCo*, мкг/л	Синтез кобаламинов, нг/г сырой биомассы бактерий			
				пределы колебания	N _{min}	N ¹ + B ₁₂	N _{max}
Черное море							
прибрежный	0	9	3,3	172,2—3428,5	317,6	1342,2	2258,8
открытый	0	10	1,4	100,0—1987,4	163,1	207,9	320,0
Средиземное море							
прибрежный	0	31	—	0,8—62,1	5,7	11,1	19,4
открытый	0	36	0,72	2,5—195,3	10,3	17,8	37,5
Атлантика тропическая							
открытый	0	10	0,27	7,4—107,8	8,8	23,1	62,5
Карибское море							
открытый	0	29	0,078	2,4—325,0	11,9	19,6	23,0
Черное море							
открытый	0—100	31	2,3	33,3—1987,4	112,6	170,0	295,1
"	150—2000	39	—	16,6—2717,6	140,7	189,2	568,4
Средиземное море							
открытый	0—50	44	0,6	2,5—195,3	10,3	15,6	26,6
"	250—3000	25	—	1,0—338,2	3,4	6,0	18,0

* Среднее содержание кобальта в воде по литературным данным.

¹ * Средняя по медиане и пределы ее колебания (Ашмарин, Воробьев, 1962).

Отмечено, что сообщества бактерий субтропических (Средиземное море) и тропических (Карибское море и о-ва Зеленого мыса) районов обладают более низкой продуктивной активностью, чем сообщества Черного моря. Эти районы отличаются также пониженной концентрацией кобальта в воде (табл. 1). Кроме того, намечается тенденция к уменьшению его содержания в водной толще по мере движения от высоких к более низким широтам (рис. 1). Возможно, это является причиной уменьшения в водной толще количества ауксотрофных бактерий — потенциальных продуцентов кобаламинов в южных морях: Черном (83,0%), Средиземном (65,7%), Красном (60,2%) и Аденомском заливе (47,2%). Содержание кобальта в этих районах составляло 3,0, 1,75, 0,77 и 0,44 мкг/л воды соответственно (Рожанская, 1963, 1965, 1966).

Таким образом, в море в отличие от пресноводных илов не наблюдается угнетающего действия кобальта на биосинтетическую деятельность, что, вероятно, связано с более низким (на 3—5 порядков) его содержания в воде по сравнению с илами (Петунова, 1958; Виноградов, 1967; Исибаси, 1968).

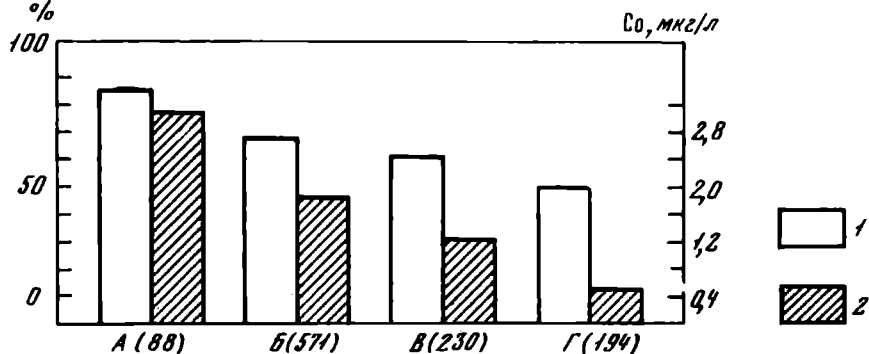


Рис. 1. Распространенность, % бактерий, ауксотрофных по витамину B_{12} (1), и содержание кобальта в воде (2)

А — Черное море, Б — Средиземное море, В — Красное море, Г — Аденский залив (в скобках число изученных культур)

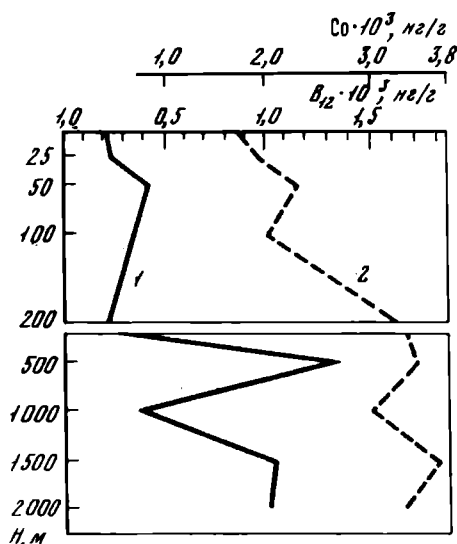


Рис. 2. Биосинтетическая активность бактериальных сообществ из различных по глубине горизонтов водной толщи открытого района Черного моря (1) и содержание общего кобальта (2) в воде на этих же глубинах

Прослеживается зависимость между содержанием кобальта в воде и продуцированием кобаламинов бактериальными сообществами. Прежде всего, такая связь отмечена при сравнении прибрежных и открытых вод Черного моря. В этих районах бактериальные сообщества отличались по средним показателям своей активности в 5 раз (1342 и 207 мг/г сырой биомассы при концентрации кобальта в воде 3,3 и 1,4 мкг/л, табл. 1). Прибрежные районы отличаются и более высоким содержанием кобаламинов в воде (Супрунов и др., 1967). Те же тенденции в изменении биосинтетической активности обнаружены у бактерий различных глубин водной толщи в Черном море (рис. 2). Высокая продукция кобаламинов (1) чаще всего соответствует относительно более высокому содержанию кобальта (2).

В промежуточной зоне (100–200 м) встречаемость бактериальных сообществ, обладающих максимальной биосинтетической активностью, возрастает в 3 раза по сравнению со слоем фотосинтеза (11,8% против

3,2% на рис. 3). Именно в этой области, по данным Рожанской (1963), почти в 3 раза увеличивается среднее содержание кобальта (14 нг/л) по сравнению с эвфотической зоной (5 нг/л, см. рис. 3). Горизонт 100 м отличается также и более высокой концентрацией витамина B_{12} (3,16 нг/л) по сравнению с вышележащим слоем 0–75 м, в среднем — 0,80 нг/л (см. рис. 3), при колебании от 0,22 до 1,67 нг/л (Витюк и др., 1967).

Параллельно с изучением биосинтетической активности бактерий определяли общее содержание и биомассу бактерий. Это позволило сделать ряд расчетов для получения ориентировочного представления о миграции кобальта в различных районах при использовании его на синтез кобаламинов биомассой бактерий. Расход кобальта на биосинтез кобаламинов бактериями (в нг/м³) рассчитывали по формуле:

$$E = 4,5 \cdot N_{B_{12}} \cdot B \cdot 10^{-2},$$

где 4,5 — процентное содержание кобальта в кобаламинах (Летунова, 1959); $N_{B_{12}}$ — средняя биосинтетическая активность бактериальных сообществ в районе исследования (в нг/г сырого веса бактерий); B — средняя биомасса бактерий в воде в районе исследования (в г/м³). Количество кобальта, ассимилированного микрозоопланктоном с бактериальной пищей, нг/м³ сутки

$$A^1 = 4,5 \cdot N_{B_{12}} \cdot X \cdot 10^{-2},$$

где X — выеденная микрозоопланктоном биомасса бактерий (г/см³ сутки).

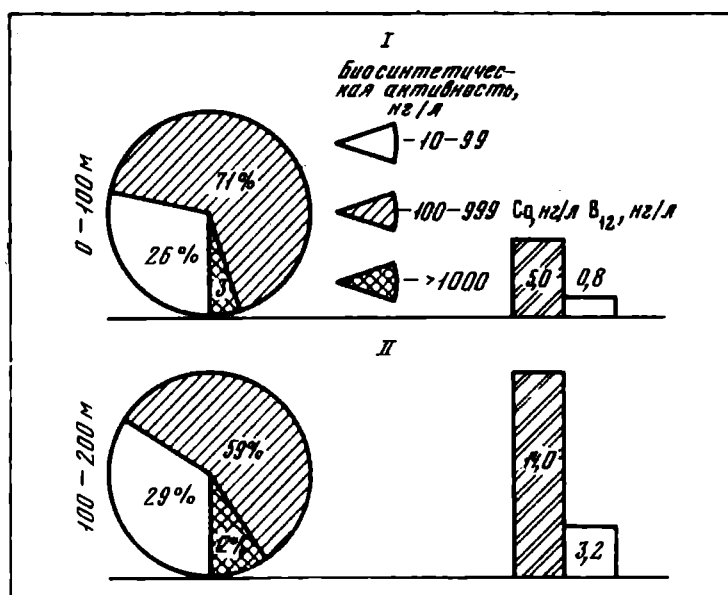


Рис. 3. Встречаемость, % бактериальных сообществ различной биосинтетической активности, среднее содержание кобальта и кобаламинов в эвфотической (I) и промежуточной (II) зонах Черного моря

Таблица 2

Расход кобальта на биосинтез кобаламинов бактериями (В)

Район работ	Глубина, м	Число определений	Co ¹ нг 10 ⁶ м ³	\bar{B} , г/м ³
Черное море				
прибрежный	0	9	3,3	0,717
открытый	0	10	1,4	0,844
"	0—100	31	2,3	0,624
Средиземное море				
открытый	0	36	0,72	0,353
"	0—50	44	0,6	0,341
Атлантика тропическая				
открытый	0	10	0,27	0,095
Карибское море				
открытый	0	29	0,078	0,182

¹ Среднее содержание кобальта в воде по литературным источникам.² Средние по медиане и пределы ее колебания.

Таблица 3

Передача кобальта по трофической цепи бактерии — зоопланктон в приповерхностном слое водной толщи

Район работ	Выедание бактерий	Кобальт			
		потребленный с бактериальной пищей	усвоенный	оседающий с фекалиями на дно	
	x_{Me}^x г/м ³ · сутки	A_{Me} нг/м ³ · сутки	A_{Me} в нг/м ³ · сутки	A_{Me} в нг/м ³ · сутки	Со, в % от содержания в воде
Средиземное море	0,065	0,052 (0,030—0,109)	0,010 (0,006—0,022)	0,031 (0,018—0,065)	0,004 (0,003—0,009)
Атлантика тропическая	0,083	0,085 (0,033—0,231)	0,017 (0,007—0,046)	0,051 (0,020—0,139)	0,019 (0,007—0,062)
Карибское море	0,106	0,094 (0,057—0,110)	0,019 (0,011—0,022)	0,056 (0,034—0,066)	0,072 (0,044—0,085)

Примечание. Средние значения рассчитаны по медиане, в скобках — пределы колебания (Ашмарин, Воробьев, 1962).

Расход кобальта ²					
E_{\min}	$< E_{\text{Me}}$	$< E_{\text{max}}$	Co_{\min}	$< Co_{\text{Me}}$	$< Co_{\text{max}}$
в нг/м ³			10–3% от содержания в воде		
10,26	43,335	72,96	0,311	1,312	2,209
6,20	77,90	1,21	0,443	0,564	0,869
3,16	4,78	8,29	0,138	0,195	0,360
0,16	0,28	0,60	0,023	0,039	0,083
0,16	0,24	0,41	0,026	0,040	0,068
0,04	0,10	0,27	0,014	0,037	0,100
0,10	0,16	0,19	0,126	0,206	0,242

Расход кобальта на биосинтез бактериальной массы (в процентах от содержания его в воде)

$$Co = \frac{4,5 \cdot N_{B_{12}} \cdot B}{N_{Co}},$$

где N_{Co} в нг/м³

Самый большой расход кобальта (по абсолютным величинам) на биосинтез кобаламинов бактериями в момент проведения исследований был в приустьевом районе Дуная, а минимальный — в тропических районах Атлантики (табл. 2). В пресноводных илах бактерии извлекают на четыре-пять порядков больше кобальта (Летунова, 1959). Это понятно, поскольку содержание бактерий в иле на 3–4 порядка выше, чем в воде, и они обладают более высокой (на 1–3 порядка величин в расчете на единицу веса) биосинтетической активностью.

В каких количествах кобальт, вовлеченный в биогенную миграцию, переходит в течение суток на следующий трофический уровень, а затем с фекалиями оседает на дно?¹ Нами выявлена тенденция к более активному выеданию бактерий микрозоопланктоном в поверхностном слое открытых районов тропической Атлантики (0,083 г/м³) и Кариб-

¹ При расчетах исходили из того, что 60% бактериальной пищи не переваривается зоопланктерами и с фекалиями оседает на дно (Сорокин, 1972).

ского моря ($0,106 \text{ г/м}^3$) по сравнению со Средиземным ($0,065 \text{ г/м}^3$). При этом с бактериальной пищей эти организмы в тропических областях получают в 1,5–2 раза больше кобальта, чем в Средиземном море (табл. 3). Соответственно почти в два раза возрастает количество кобальта, оседающее на дно. Если учесть, что содержание кобальта в открытых водах падает от высоких к низким широтам, то его доля, оседающая на дно с фекалиями в тропических районах, может быть до 5–20 раз более высокой, чем в Средиземном море.

Есть основание полагать, что процесс биогенной миграции кобальта — одна из причин, ведущих к относительной обедненности этим элементом открытых тропических вод. Это в свою очередь, по-видимому, способствует известному (Виноградов, 1967) обогащению кобальтом илов и железо-марганцевых конкреций центральных областей океанической пелагиали по сравнению с прибрежными районами.

ЛИТЕРАТУРА

- Ашмарин И.П., Воробьев А.А. Статистические методы в микробиологических исследованиях. М. 1962. 179 с.
- Вернадский В.И. Биогеохимические очерки. М., Л.: Изд-во АН СССР, 1940. 237 с.
- Виноградов А.П. Введение в геохимию океана. М.: Наука, 1967. 212 с.
- Витюк Д.М., Добрыжанская М.А., Супрунов А.Г. Некоторые данные о растворенном органическом веществе в Черном море. — В кн.: Вопросы биоокеанографии. Киев: Наукова думка, 1967, с. 37–46.
- Исибаси М. Закономерности количественного распределения химических элементов в морской воде, включая так называемые питательные элементы. — В кн.: Основные проблемы океанологии. М.: Наука, 1968, с. 97–108.
- Каталимов М.В. Микроэлементы и микроудобрения. М., Л.: Химия, 1965. 253 с.
- Ковальский В.В., Рвецкая Ю.И. Синтез витамина B_{12} в организме овец под влиянием кобальта и кальция в биогеохимической провинции, бедной кобальтом. — Докл. АН СССР, 1955 т. 100. № 6, с. 1131–1134.
- Ковальский В.В., Петунова С.В. Значение иловой микрофлоры в миграции кобальта и приспособление микроорганизмов к среде в биогеохимических провинциях с различным содержанием кобальта. — Докл. АН СССР, 1959, т. 126, № 1, с. 167–170.
- Ковальский В.В., Петунова С.В. Роль фито- и зоопланктона водоемов в миграции кобальта. — Зоолог. журн., 1961, т. 40, № 6, с. 809–817.
- Ковальский В.В., Петунова С.В. Влияние кобальта на микроорганизмы и их приспособляемость к естественным концентрациям кобальта в среде. — Усп. соврем. биол., 1964, т. 57, № 1, с. 71–89.
- Ковальский В.В., Крымова Р.В., Петунова С.В. Искусственное изменение кобальтовых пищевых цепей в рыбоводных прудах. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1967, № 6, с. 869–878.
- Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 299 с.
- Козан Г.М. Определение некоторых микроэлементов в воде Черного моря. — В кн.: Вопросы биоокеанографии. Киев: Наукова думка, 1967, с. 47–51.
- Лавбеда М.Н., Маркианович Е.М., Гутвейб Л.Г. Распространенность гетеротрофных бактерий аукоотрофных по витамину B_{12} в южных морях. — Гидробиол. журн., 1971, т. 7, № 2, с. 20–26.
- Лебедева М.Н., Гутвейб Л.Г. Синтез соединений кобаламиновой природы бактериальными сообществами из Черного моря. — В кн.: Экспедиционные исследования в Средиземном и Черном морях. Киев: Наукова думка, 1975, с. 126–133.
- Петунова С.В. Содержание кобальта и витамина B_{12} в илах стоячих водоемов Ярославской и Костромской областей. — Докл. ВАСХНИЛ, 1958, № 10, с. 31–34.

- Летунова С.В.* Роль иловой микрофлоры стоячих водоемов в миграции кобальта в биогеохимических провинциях с различным содержанием этого элемента. Автореф. дис. на соискание ученой степени канд. биол. наук. М., 1959 (ГЕОХИ).
- Летунова С.В.* Геохимическая экология микроорганизмов. Автореф. дис. на соискание ученой степени докт. биол. наук. М., 1959 (ГЕОХИ).
- Пейве Я.В.* Роль микроэлементов в обмене веществ и повышение продуктивности сельскохозяйственных культур. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1961, № 6, с. 848—856.
- Рожанская Л.И.* Содержание кобальта в воде Черного и Азовского морей. — Труды Севастоп. биол. ст., 1963, т. 16, с. 467—471.
- Рожанская Л.И.* Некоторые данные о содержании кобальта в Средиземном море. — В кн.: Основные черты геологического строения гидрологического режима и биологии Средиземного моря. М.: Наука, 1966, с. 146—149.
- Рожанская Л.И.* Некоторые данные о содержании кобальта в Красном море и Аденском заливе. — Гидробиол. журн., 1966, т. 2, № 2, с. 40—45.
- Рожанская Л.И.* Цинк и кобальт в воде и гидробионтах пелагиали. — В кн.: Хемо-радиоэкология пелагиали и бентали. Киев: Наукова думка, 1974, 271 с.
- Сорокин Ю.И.* О роли биологических факторов в седиментации железа, марганца и кобальта и в образовании конкреций. — Океанология, 1972, т. 12, № 1, с. 3—14.
- Супрунов А.Т., Бенжикский А.Г., Бузеев Л.Н.* Некоторые данные о содержании и распределении витамина B₁₂ в прибрежной зоне Черного моря. — В кн.: Динамика вод и вопросы гидрохимии Черного моря. Киев: Наукова думка, 1967, с. 142—143.
- Gutveib L.G., Benzhitsky A.G., Lebedeva M.N.* Synthesis of biologically active substances in B₁₂ vitamin groups of the bacterioneuston of the tropical Atlantic. Atti 5^o Coll. Intern oceanogr. med. Messina, 1973, p. 161—175.

M.N. Lebedeva, L.G. Gutveib

BIOGENIC MIGRATION OF COBALT IN CONNECTION WITH BACTERIAL SYNTHESIS IN COBALAMINES IN SOUTH SEAS

Summary

Analysis of experimental data on biosynthetic activity of sea bacteria in cobalamines and occurrence of auxotrophic bacteria and of some publication data on cobalt and vitamin B₁₂ content in water is given to reveal the basic tendencies of bacteria to contribute to the cobalt, biogeochemical cycle in the Black, Mediterranean and Caribbean Seas and open regions of the tropical Atlantic.

Approximate values are obtained on cobalt consumption by bacteria biomass in the cobalamine synthesis as well as on its transition to the next trophical level (in the result of eating away by microzooplankton) and cobalt sinking to the bottom with excretes in different geographical regions.

The biogenic migration of Co is assumed to be one of factors accounted for the relative impoverishment of waters and enrichment of fine argillaceous silts in the central pelagic regions.

ИЗМЕНЕНИЕ ЛИПИДНЫХ ФРАКЦИЙ ПЛАНКТОННОГО ДЕТРИТА В ПРОЦЕССЕ ЕГО ПРЕОБРАЗОВАНИЯ В МОРСКОЙ ВОДЕ

Микроорганизмы, способные использовать углеводороды нефти в качестве единственного источника углерода и энергии, принимают активное участие и в трансформации таких липидных фракций, как триглицериды, фосфолипиды и жирные кислоты.

Эксперименты проводились с пробами тотального планктона, собранными сетью Джеди у юго-западного побережья Крыма. В первом варианте изучали разрушение планктона в естественной морской воде, во втором — в стерильной морской воде с добавлением стерильной культуры нефтеокисляющих микробов, выделенных из морской воды одновременно со сбором планктона. В планктонном детрите в течение первых 4—5 дней уменьшается количество триглицеридов, значительно увеличивается содержание жирных кислот, разрушаются фосфолипиды. Количество холестерина не изменялось (табл. 1).

В процессе трансформации липидов количество гетеротрофных микроорганизмов увеличилось в миллиарды раз, в том числе в тысячи раз

Таблица 1

Изменение фракционного состава липидов планктона при инкубации в течение 25 суток в морской воде, мг%

Липидные фракции	Исходный не-стерильный планктон	Период инкубации, сутки				
		5	10	15	20	25
Жирные кислоты	71	126	30	—	—	—
Триглицериды	38	8	8,5	10	18	20
Холестерин	16	20	18	17	20	18
Фосфолипиды	75	30	29	31	38	30

Таблица 2

Изменение фракционного состава липидов стерильного планктона при инкубации в течение 11 суток

Липидные фракции	Исходный планктон	Планктон без добавления микроорганизмов	Планктон с добавлением микроорганизмов
Триглицериды	400	345	75
Фосфолипиды	94	84	65
Холестерин	40	45	45

возросло количество нефтеокисляющих бактерий, что привело в последующие дни к значительному уменьшению количества жирных кислот. Аналогичные изменения наблюдались с липидами планктона и в стерильной морской воде с добавлением накопительной культуры нефтеокисляющих микроорганизмов (табл. 2).

В процессе эксперимента не наблюдалось выхода липидных фракций в воду, за исключением жирных кислот, обнаруженных в больших количествах после стерилизации. Установлено интенсивное потребление жирных кислот нефтеокисляющими микроорганизмами, что свидетельствует об их способности потреблять эти соединения не только из детрита, но и из растворенного органического вещества.

O.G. Mironov, T.L. Shcheckaturina

ALTERATION OF LIPID FRACTIONS OF PLANKTON DETRITUS DURING ITS TRANSFORMATION IN SEA WATER

Summary

The experiments were carried out with total plankton sampled by Juday net in a south-western extremity of the Crimea. The results obtained show that microorganisms capable to use petroleum hydrocarbons as the only source of carbon and energy take an active part in the transformation of such lipid fractions as triglycerides, phospholipids and fatty acids. The participation of the same microorganisms in this process proves once again that self-purification is a part of a general turnover of matter and transmission of energy in the World Ocean.

М.Н. ЛЕБЕДЕВА, Э.А. ЧЕПУРНОВА, Г.В. ШУМАКОВА

СССР

ДЕСТРУКЦИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА БАКТЕРИОПЛАНКТОНОМ ЮЖНЫХ МОРЕЙ

Обсуждаются данные по бактериальной деструкции органического вещества в различных районах Средиземноморского бассейна и восточной части тропической Атлантики. Сопоставлены результаты определений скорости минерализации органических материалов по интенсивности дыхания бактерий и радиоуглеродным методом. Полученные величины сравниваются с данными по первичной продукции фитопланктона и содержанию органических веществ в воде.

О скорости деструкции органического вещества в воде обычно судят по потреблению кислорода в процессе дыхания организмов. Исследования интенсивности дыхания бактерий пресных водоемов показали, что основная доля органического вещества (до 80%) разрушается бактериями (Винберг, 1972; Романенко, 1973; Гак, 1974).

Роль морских бактерий в деструкции органического вещества изучена очень слабо. Имеющиеся сведения (Сорокин, 1971; Сорокин и др., 1975) являются расчетными по продукции бактерий, определенной ра-

диоглородным методом. В центральной и западных частях Тихого океана в слое 0–100 м эта величина колеблется от 4,2 до 41,2 мг С/м³ сутки, а в районе апвеллинга у перуанских берегов — от 1,5 до 81,0 мг С/м³ сутки. Рассчитано, что дыхание тихоокеанских бактерий составляет 70–85% от суммарного дыхания (деструкции) гетеротрофной части планктонного сообщества.

В основе настоящего сообщения — данные о скорости дыхания морского бактериопланктона, полученные прямым методом Винклера во время рейсов научно-исследовательских судов "Академик А. Ковалевский" (ноябрь–декабрь 1971 г.) в Черное и Средиземное моря и "Михаил Ломоносов" (февраль–апрель 1973 г.) в Средиземное море и тропическую часть Атлантического океана. Всего поставлено более 100 экспериментов. Дыхание определяли в фильтрованных пробах морской воды при их суточной экспозиции в темных склянках объемом 250–300 мл при температуре не ниже 20° С. Скорость потребления кислорода одной бактериальной клеткой в единицу времени (Q) рассчитывали с учетом экспоненциального роста бактерий:

$$Q = \frac{2,303 R_t \lg \frac{N_t}{N_0}}{(N_t - N_0) t},$$

где N_0 и N_t — исходное и конечное количество бактерий в склянках с фильтрованной водой, R_t — количество кислорода, потребленное популяцией за время t при температуре опыта (Buchanan and Fulmer, 1930). Расчет скорости дыхания бактерий при любой температуре (T_2) проводили с введением поправки на изменение температуры (Q_t) из соотношения

$$\lg Q \Delta t = \frac{T_2 - T_1}{10} \cdot \lg 2,5,$$

где T_1 — температура опыта, а 2,5 — температурный коэффициент — Q^{10} (Винберг, 1946). Рассчитанные величины скорости дыхания одной бактериальной клетки при температуре *in situ* ($Q^1 = Q \cdot Q_t$) позволили получить величины потребления кислорода бактериальной популяцией в целом в естественной воде: $V_{ac} - O_2 = Q^1 \cdot N \cdot t$, где N — количество бактерий в нефильтрованной воде (Tezuka, 1968).

Количество органического вещества, расходуемого бактериями при дыхании (бактериальная деструкция), определено исходя из того, что при потреблении 1 мг O_2 минерализуется 0,375 мг $C_{орг}$.

Независимо от температурных условий скорость деструкции в большинстве случаев оказалась наиболее высокой на нулевом горизонте (табл. 1). Самые большие величины в поверхностном слое отмечены в приустьевом районе Дуная (более 200 мг С/м³ в сутки) и на апвеллинге (около 140 мг С/м³ в сутки), меньше — в приустьевых районах рек Роны и Эбро и открытых районах тропической Атлантики (ст. 2163) (порядка 100 мг С/м³ в сутки).

В нижележащем слое (до 100 м) разложение органического вещества характеризуется более низкими величинами (до 2–5 раз), хотя на от-

Таблица 1

Бактериальная деструкция органического вещества (Д) на различных глубинах водной толщи при температуре in situ в прибрежных и открытых районах (по методу Винклера)

Район работ	Время работ	Число опытов	Температура, °С	Глубина, м	м ³ С м ³ /сутки
Средиземноморский бассейн					
Приустьевые районы р. Дуная	Ноябрь 1971 г.	2	11,3 и 10,2	0	206,3 и 221,8
	То же	5	8,4 — 12,6	10 — 45	30,0 — 52,5
р. По	"	4	14,0 — 14,9	0	18,8 — 37,5
	"	7	14,4 — 14,8	10 — 30	7,5 — 82,5
р. Роны	"	2	14,6 и 15,0	0	78,8 и 116,3
	"	10	13,8 — 15,0	10 — 100	18,8 — 78,8
р. Эбро	Декабрь 1971 г.	2	13,6 и 14,9	0	33,8 и 108,8
	То же	10	13,1 — 14,8	10 — 100	33,8 — 108,8
Тирренское море ст. 70; 38°45' с.ш. 15°03' в.д.	"	3	15,4 — 15,5	25 — 100	15,0 — 30,0
	"	3	13,1 — 15,5	250 — 1500	3,8 — 11,3
Ионическое — ст. 2188; 36°43' с.ш. — 18°46' в.д.	Апрель 1973 г.	1	14,7	0	3,8
	То же	3	14,4 — 14,6	25 — 100	3,8 — 11,3

Таблица 1 (окончание)

Район работ	Время работ	Число опытов	Температура, °С	Глубина, м	мг С м ³ /сутки
Атлантика					
Уолфишбей	Февраль 1973 г.	2	13,7 и 13,8	0	101,3 и 138,8
ст. 2159; 26°29' ю.ш. 14°19' з.д.	То же	8	11,4 — 13,7	10 — 100	7,5 — 60,0
	"	2	10,5 — 10,0	200 и 240	18,8 и 11,3
ст. 2163; 18°45' ю.ш. 07°06' з.д.	"	2	24,9 и 25,8	0	22,5 и 93,8
	"	10	19,6 — 24,9	5 — 100	11,3 — 105,0
	"	4	2,5 — 14,7	200 — 3000	1,1 — 3,8
ст. 2166; 20°44' ю.ш. 07°11' з.д.	"	1	26,8	0	71,3
	"	4	20,3 — 26,8	10 — 100	18,8 — 67,5
	"	1	15,6	200	3,8
ст. 2172; 22°58' ю.ш. 22°58' з.д.	Март 1973 г.	1	28,2	0	22,5
	То же	8	22,1 — 28,3	10 — 100	15,0 — 142,5
	"	7	2,9 — 16,5	200 — 2500	0,4 — 7,6

дельных горизонтах имело место относительное возрастание интенсивности бактериальной деструкции, иногда до величин, не уступающих поверхностному горизонту (например, 105,0, 142,5 и 120,0 мг С/м³ в сутки на 10 м ст. 2163 и 25 и 100 м ст. 2172). Эти глубины обычно приурочены к областям с наиболее выраженными градиентами удельной плотности. В толще вод ниже слоя фотосинтеза скорость бактериальной деструкции снижалась и колебалась от 0,4 до 11,3 мг С/м³ в сутки.

Сопоставление средних величин скорости бактериальной деструкции в эвфотической зоне при температуре *in situ* 10–15°C показало, что этот процесс более интенсивно протекал в водах, богатых органическим веществом: в приустьевых районах рек и на апвеллинге (район Уолфишбея, Атлантика) по сравнению с открытыми водами Средиземного моря. Открытые воды Атлантики, несмотря на их невысокую биологическую продуктивность, почти не уступали апвеллингу по скорости деструкции *in situ*, что связано с активностью этого процесса при более высокой температуре (20–28°C). При работе в Атлантике и в Средиземном море в тех же пробах изучали бактериальную продукцию радиоуглеродным методом (Романенко, 1967, 1971; Сорокин, 1971; Sorokin, Kadota, 1972) в двух вариантах — с естественной (92 опыта) и освобожденной от сестона размером более 1,2–2,5 мкм фильтрованной водой (124 опыта). Это позволило получить сравнительные данные по деструкции органического вещества при разных методических подходах. Результаты опытов с фильтрованной и нефилтрованной водой (радиоуглеродный метод) дали хорошие совпадения величин деструкции с данными прямого метода в эвфотической зоне. Это можно видеть на примере ст. 2188 в Средиземном море, и ст. 2163 и 2172 — в открытых районах тропической Атлантики. Здесь бактериальная деструкция по средним показателям для слоя 0–100 м колебалась от 4,1 до 48,4 мг С/м³ в сутки.

Апвеллинг в районе Уолфишбея (Атлантика) отличается высокой биологической продуктивностью с очень большим содержанием взвешенных органических частиц, по данным Д.М. Витюка, — от 0,19 до 10,96 против 0,11–1,82 мг/л в открытых водах. Величины бактериальной деструкции в слое фотосинтеза в фильтрованной воде (5,3 мг С/м³ в сутки) оказались здесь на порядок ниже, а в нефилтрованной — в 3 раза выше (166,0 мг С/м³ в сутки) по сравнению с величинами, полученными методом Винклера (46,8 мг С/м³ в сутки).

В чем причина этих расхождений? Прежде всего отметим значительное (до 5–10 раз) снижение численности бактерий в фильтрованных пробах воды, богатых органической взвесью. Кроме того, при прямом счете числа бактерий в естественной нефилтрованной воде их полностью учесть невозможно. Наиболее близкой, возможно, следует считать цифру, полученную радиоуглеродным методом в опытах с нефилтрованной водой. Однако следует учитывать способность фитопланктона к фиксации ¹⁴CO₂ в темноте (Романенко, 1969), что может завязать данные по бактериальной продукции и деструкции, особенно в районах с высокой биологической продуктивностью.

В Атлантике одновременно с микробиологическими наблюдениями изучалась первичная продукция фитопланктона. В слое 0–100 м в районе

Таблица 1 (окончание)

Район работ	Время работ	Число опытов	Температура, °С	Глубина, м	мг С м ³ /сутки
Атлантика					
Уолфишбей	Февраль 1973 г.	2	13,7 и 13,8	0	101,3 и 138,8
ст. 2159; 26°29' ю.ш. 14°19' з.д.	То же	8	11,4 — 13,7	10 — 100	7,5 — 60,0
	"	2	10,5 — 10,0	200 и 240	18,8 и 11,3
ст. 2163; 18°45' ю.ш. 07°06' з.д.	"	2	24,9 и 25,8	0	22,5 и 93,8
	"	10	19,6 — 24,9	5 — 100	11,3 — 105,0
	"	4	2,5 — 14,7	200 — 3000	1,1 — 3,8
ст. 2166; 20°44' ю.ш. 07°11' з.д.	"	1	26,8	0	71,3
	"	4	20,3 — 26,8	10 — 100	18,8 — 67,5
	"	1	15,6	200	3,8
ст. 2172; 22°58' ю.ш. 22°58' з.д.	Март 1973 г.	1	28,2	0	22,5
	То же	8	22,1 — 28,3	10 — 100	15,0 — 142,5
	"	7	2,9 — 16,5	200 — 2500	0,4 — 7,5

дельных горизонтах имело место относительное возрастание интенсивности бактериальной деструкции, иногда до величин, не уступающих поверхностному горизонту (например, 105,0, 142,5 и 120,0 мг С/м³ в сутки на 10 м ст. 2163 и 25 и 100 м ст. 2172). Эти глубины обычно приурочены к областям с наиболее выраженными градиентами удельной плотности. В толще вод ниже слоя фотосинтеза скорость бактериальной деструкции снижалась и колебалась от 0,4 до 11,3 мг С/м³ в сутки.

Сопоставление средних величин скорости бактериальной деструкции в эвфотической зоне при температуре *in situ* 10–15°C показало, что этот процесс более интенсивно протекал в водах, богатых органическим веществом: в приустьевых районах рек и на апвеллинге (район Уолфишбея, Атлантика) по сравнению с открытыми водами Средиземного моря. Открытые воды Атлантики, несмотря на их невысокую биологическую продуктивность, почти не уступали апвеллингу по скорости деструкции *in situ*, что связано с активностью этого процесса при более высокой температуре (20–28°C). При работе в Атлантике и в Средиземном море в тех же пробах изучали бактериальную продукцию радиоуглеродным методом (Романенко, 1967, 1971; Сорокин, 1971; Sorokin, Kadota, 1972) в двух вариантах — с естественной (92 опыта) и освобожденной от сестона размером более 1,2–2,5 мкм фильтрованной водой (124 опыта). Это позволило получить сравнительные данные по деструкции органического вещества при разных методических подходах. Результаты опытов с фильтрованной и нефилтрованной водой (радиоуглеродный метод) дали хорошие совпадения величин деструкции с данными прямого метода в эвфотической зоне. Это можно видеть на примере ст. 2188 в Средиземном море, и ст. 2163 и 2172 — в открытых районах тропической Атлантики. Здесь бактериальная деструкция по средним показателям для слоя 0–100 м колебалась от 4,1 до 48,4 мг С/м³ в сутки.

Апвеллинг в районе Уолфишбея (Атлантика) отличается высокой биологической продуктивностью с очень большим содержанием взвешенных органических частиц, по данным Д.М. Витюка, — от 0,19 до 10,96 против 0,11–1,82 мг/л в открытых водах. Величины бактериальной деструкции в слое фотосинтеза в фильтрованной воде (5,3 мг С/м³ в сутки) оказались здесь на порядок ниже, а в нефилтрованной — в 3 раза выше (166,0 мг С/м³ в сутки) по сравнению с величинами, полученными методом Винклера (46,8 мг С/м³ в сутки).

В чем причина этих расхождений? Прежде всего отметим значительное (до 5–10 раз) снижение численности бактерий в фильтрованных пробах воды, богатых органической взвесью. Кроме того, при прямом счете числа бактерий в естественной нефилтрованной воде их полностью учесть невозможно. Наиболее близкой, возможно, следует считать цифру, полученную радиоуглеродным методом в опытах с нефилтрованной водой. Однако следует учитывать способность фитопланктона к фиксации ¹⁴CO₂ в темноте (Романенко, 1969), что может завязать данные по бактериальной продукции и деструкции, особенно в районах с высокой биологической продуктивностью.

В Атлантике одновременно с микробиологическими наблюдениями изучалась первичная продукция фитопланктона. В слое 0–100 м в районе

Таблица 2

Бактериальная деструкция органического вещества и первичная продукция фитопланктона в эвфотической зоне тропической Атлантики при температуре *in situ* в параллельных опытах, мг С/м³/сутки

Станция	Время работ	Бактериальная деструкция**	Продукция фитопланктона***		
			Радиоуглеродный метод		
		Метод Винклера	н/ф*	ф*	н/ф*
2159 (апвеллинг)	12.02.1973 г.	58,13	47,53	3,24	58,31
2163	15.02.1973 г.	53,72	65,11	65,08	0,37
2172	17.03.1973 г.	30,34	23,87	24,56	0,62

* н/ф — опыты с естественной морской водой; ф — опыты с водой, предварительно освобожденной от сестона размером $> 1,2$ мкм.
 ** расчетная величина исходя из средней в 1 м³ слоя 30–60 см.
 *** данные Т.М. Кондратьевой.

апвеллинга, по данным опытов с водой из одного и того же батометра, величины первичной продукции (данные Т.М. Кондратьевой) и бактериальной деструкции (методы Винклера и радиоуглеродный с нефилтрованной водой) оказались очень близкими: 58,31, 58,13 и 47,53 мг С/м³ (табл. 2). В открытых водах продукция фитопланктона уменьшилась в 100 раз, а бактериальная деструкция по двум вариантам опытов сохранила прежний порядок величин как в фильтрованной, так и в нефилтрованной воде.

Возникает вопрос об источниках существования бактерий в бедных тропических водах. Концентрация общего органического вещества в океанической воде отличается постоянством и лежит в пределах 0,5–3,0 мг С/л (Menzel, 1964), в среднем — 1,5 мг С/л (Скопинцев, 1961). А.П. Остапеня (1971) приходит к заключению, что в малопродуктивных тропических водах доля доступного водным гетеротрофам органического вещества составляет 16% и равна 160 мг С/л (если $C_{орг}$ равен 1,0 мг/л). Это величина в несколько раз превышает скорость среднесуточной бактериальной деструкции.

Если учесть, что 90–95% общего органического вещества в морской воде составляет его растворенная часть (Krey, 1961), а 0,1–0,2 ее содержания — доля легко усвояемая (Keys et al., 1935), можно полагать, что основным энергетическим материалом для жизнедеятельности бактерий в тропических районах Атлантики служит РОВ. Представленные данные наряду с отмеченными более высокими темпами размножения бактериопланктона и интенсивностью его выедания микрозоопланктоном свидетельствуют о высоком деструктивном и конструктивном метаболизме бактерий в открытых водах восточной части тропической Атлантики.

- Винберг Г.Г. Интенсивность дыхания бактерий. — Усп. соврем. биол., 1946, вып. 21, № 3, с. 401—413.
- Винберг Г.Г. Исследования биологического баланса и биологической продуктивности озер в Советском Союзе. — Экология, т. 4, № 4, с. 5—18.
- Гак Д.З. Бактериопланктон водохранилищ Днепра и его роль в экосистеме. Автореф. докт. дис. М., 1974.
- Остапеня А.П. Биохимическое потребление кислорода. — В кн.: Функционирование пелагических сообществ тропических районов океана. М.: Наука, 1971, с. 250—254.
- Романенко В.И. Соотношение между фотосинтезом фитопланктона и деструкцией органического вещества в водохранилищах. — Труды Ин-та биол. внутр. вод, 1967, т. 15 (18), с. 61—72.
- Романенко В.И. Продукция бактерий и фитопланктон в пресных водоемах. — Гидробиол. журн., 1969, вып. 5, № 2, с. 56—58.
- Романенко В.И. Использование гетеротрофной ассимиляции CO_2 в микробиологических исследованиях. — Изв. АН СССР. Сер. биол., 1971, № 4, с. 565—572.
- Романенко В.И. Первичная продукция и бактериальные процессы деструкции органического вещества в Рыбинском водохранилище. — В кн.: Продукционно-биологические исследования экосистем пресных вод. Минск: Изд-во Белорус. ун-та, 1973, с. 110—125.
- Скопинцев Б.А. Некоторые результаты изучения органического вещества в морских водах применительно к познанию процессов осадкообразования. Современные осадки морей и океанов. М.: Изд-во АН СССР, 1961.
- Сорокин Ю.И. Количественная оценка роли бактериопланктона в биологической продуктивности тропических районов океана. По материалам 44 рейса НИС "Витязь". М.: Наука, 1971, с. 92—123.
- Сорокин Ю.И., Павельева Е.Б., Васильева М.И. Продуктивность и трофическая роль бактериопланктона в районе экваториальной дивергенции. — Труды Ин-та океанологии, 1975, т. 102, с. 187—198.
- Buchanan K.E., Fulmer E.I. Physiology and biochemistry of bacteria. Baltimore: Williams and Wilkins Co., 1930, 154 p.
- Keys A., Christensen E.H., Krogh A. The organic metabolism of sea water with special reference to ultimate food cycle in the sea. — J. Mar. Biol. Assoc. U.K. New Ser., 1935, vol. 20, N 2, p. 181—190.
- Krey J. Detritus im Meere. — J. Cons. intern. explor. mer, 1961, vol. 26, N 3, p. 263—280.
- Menzel D. The distribution of dissolved organic carbon in the Western Indian Ocean. — Deep-Sea Res., 1964, vol. 11, N 5, p. 757—765.
- Sorokin Y., Kadota H. Techniques for the assessment of microbial production in freshwaters. London: IBB Handbook, Balckwell Publ., 1972, N 23, 112 p.
- Tezuka J. A method for estimating bacterial respiration in natural water. — Jap. J. Ecol., 1968, N 18, p. 60—65.

M.N. Lebedeva, E.A. Tchepumova, G.V. Shumakova

DESTRUCTION OF ORGANIC MATTER BY BACTERIOPLANKTON OF SOUTH SEAS

Summary

The data on bacterial destruction of organic matter in different regions of the Mediterranean Sea and in eastern parts of the circulation system of the tropical Atlantic are discussed. The results are compared on determination of organic matter mineralization rates carried out by two method — on intensity of bacteria respiration (oxygen method) and radiocarbon method. The data obtained are compared with those on phytoplankton primary production and organic matter content in water (Dissolved Organic Matter, DOM). The main energetic material for bacteria activity in the tropical waters of the Atlantic is assumed to be DOM.

БИОГЕОХИМИЧЕСКОЕ ПОВЕДЕНИЕ ЖЕЛЕЗА, КОБАЛЬТА И ХРОМА В Р. ДУНАЙ И ОЗ. ДЖЕРДАП

Как часть длительной комплексной программы изучения физических, гидрохимических и биологических характеристик и процессов пресных вод Югославии представлены данные о биогеохимическом поведении железа, кобальта и хрома в водах р. Дунай и оз. Джердап.

Результаты этих исследований могут быть применены для моделирования процессов поведения металлов в водных системах.

Первые данные о систематическом исследовании гидрохимических особенностей вод Дуная были опубликованы не ранее 1952 г. (Алмазов, 1962). Многие гидрохимические данные приведены в монографии "Лимнология Дуная" Лиепольта (Liepolt, 1967). Однако доступные сведения о биогеохимических и хеморадиологических характеристиках дунайской водной среды ограничены.

Типы и интенсивность лимнорадиологических исследований, проводившихся в течение последних 10 лет в придунайских государствах, были очень различными — от измерений общей β -радиоактивности до определения радионуклидов в определенных компонентах водной среды и факторов их концентрации во взвешенном веществе, осадках и гидробионтах (Radosavljević et al., 1974a).

Однако гидрографическая система Дуная, особенно в Югославии, значительно изменилась (Tasovac et al., 1974a) в течение последнего десятилетия. В результате постройки Джердапской плотины и гидротехнических сооружений установилось естественное равновесие водной среды, геохимической и биогеохимической характеристик речной системы, включая ландшафт. Биогеохимические и хеморадиографические аспекты этой проблемы глубоко связаны со знанием химического состава и различных свойств речной воды, ее способностью поддерживать жизнь видов, биомассу организмов, их миграцию, химический состав, кинетику изменчивости и накопление микроэлементов и радионуклидов с учетом физико-химического состояния, так же как влияния динамики изменений окружающей среды на экологические процессы.

Чтобы получить точное представление о различных факторах, которые влияют на поведение микроэлементов, особенно железа, кобальта и хрома в воде р. Дунай и их отношение ко всей водной жизни до времени сооружения и после окончания плотины Джердап, мы исследовали различный водный и наземный материал (почва, осадки, взвешенные вещества, вода, планктон, бентос, рыба и др.) методом нейтронно-активационного анализа (Tasovac et al., 1970). Данная работа представляет некоторые результаты этих исследований. Методы и техника, использованные для сбора и подготовки образцов, описаны в других

Таблица 1

Биогеохимические характеристики Дуная до постройки плотины Джердап (1961–1970 гг.)

Элемент	Вода, <i>ppb</i>			Взвеси, <i>ppb</i>		
	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее
Fe	18,60	110,0	50,14	23,10	2750	468,44
Co	0,14	21,6	2,29	0,13	9,67	2,12
Cr	2,60	15,7	9,27	0,11	29,00	6,02

Осадки, *ppb* на сухой вес

Элемент	Мин.	Макс.	Среднее
Fe	537	11300	6950
Co	2,61	8,15	3,79
Cr	11,40	561,0	79,90

Почва, *ppb* на сухой вес

Элемент	Мин.	Макс.	Среднее
Fe	9500	22000	13600
Co	7,1	19,20	10,8
Cr	16,9	239,0	50,0

Планктон, *ppb* на сухой вес

Элемент	1966–1970 гг.			1971 г.		
	мин.	макс.	среднее	мин.	макс.	среднее
Fe	2630	24800	17930	5321	83690	29000
Co	1,96	9,54	4,16	2,05	10,88	5,34
Cr	27,90	1290	183,60	9,66	55,90	32,10

Рыбы, *ppb* на зону

Элемент	Barbus barbus				Alburnus alburnus	
	1*	2	3	4	1	2
Fe	12306	530	228	376	12400	949
Co	5,66	0,71	0,22	0,25	6,83	1,51
Cr	73,72	8,24	6,43	6,99	97,50	12,53

Элемент	Alburnus alburnus		Acipenser ruthenus			
	3	4	1	2	3	4
Fe	338	286	14220	2460	2220	590
Co	0,31	0,36	10,1	2,94	0,93	0,60
Cr	4,19	4,92	263,0	16,3	33,8	7,6

* 1. Кожный, 2. Мышцы, 3. Кости, 4. Голова

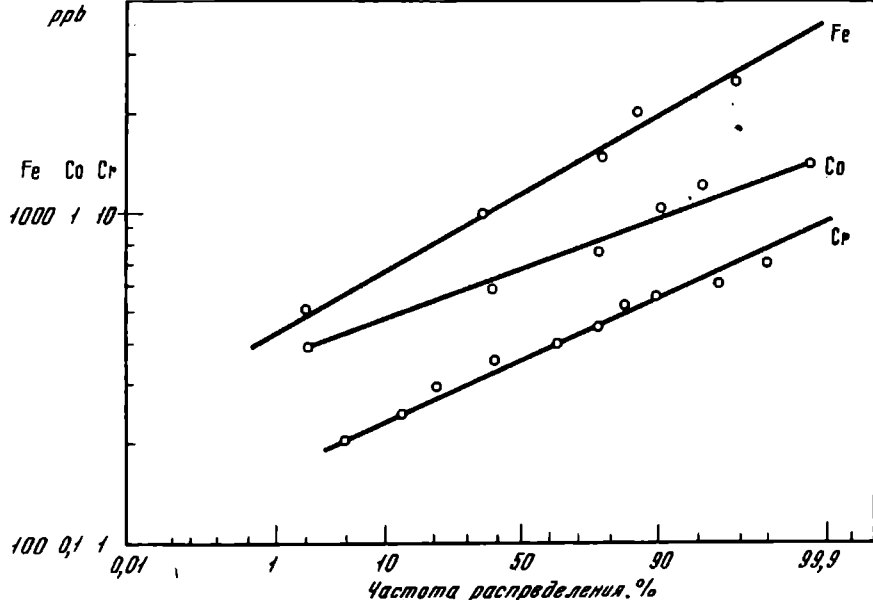


Рис. 1. Эмпирические кривые частот распределения Fe, Co и Cr (поперечные профили)

работах (Drašković, 1971; Radosavljević, 1973; Tasovac, 1970; Slavić et al., 1973).

Данные, представленные в табл. 1, по сравнению с материалами, полученными для некоторых других рек (Глаголева, 1958; Нестерова, 1961; Перельман, 1966; Векилова, 1966; Yousef, 1965), показывают определенные колебания содержания железа, кобальта и хрома в речных компонентах (вода, взвешенное вещество осадки, планктон, рыба) в два порядка. Однако даже такой широкий интервал изменений в исследованном материале совершенно обычен.

Эмпирические кривые распространения кумулятивной частоты индивидуального уровня железа, кобальта и хрома во взвешенном веществе на разрезах профиля реки (пространственное распределение) имеют характер логнормальной зависимости (рис. 1). Взаимозависимость содержания железа, кобальта, хрома и органического вещества во взвешенном виде (рис. 2) соответствует логарифмическому закону. Такие же внутренние отношения растворимых форм микроэлементов в воде Дуная и его притоков (Сава и Тисса) были установлены путем изучения временного и пространственного распространения, но не доказано, что такое поведение и взаимодействие характерно и для планктона (Radosavljević et al., 1969; 1963; 1973а; 1973в; 1974; 1975;). Опубликованные данные о переносе железа и хрома взвешенным веществом (Глаголева, 1958; Страхов, 1960) и результаты наших исследований воды югославской части течения Дуная не согласуются (Radosavljević et al., 1974). По М.А. Глаголевой, железо (99%) и хром (100%) мигрируют со взвешенным веществом. Однако

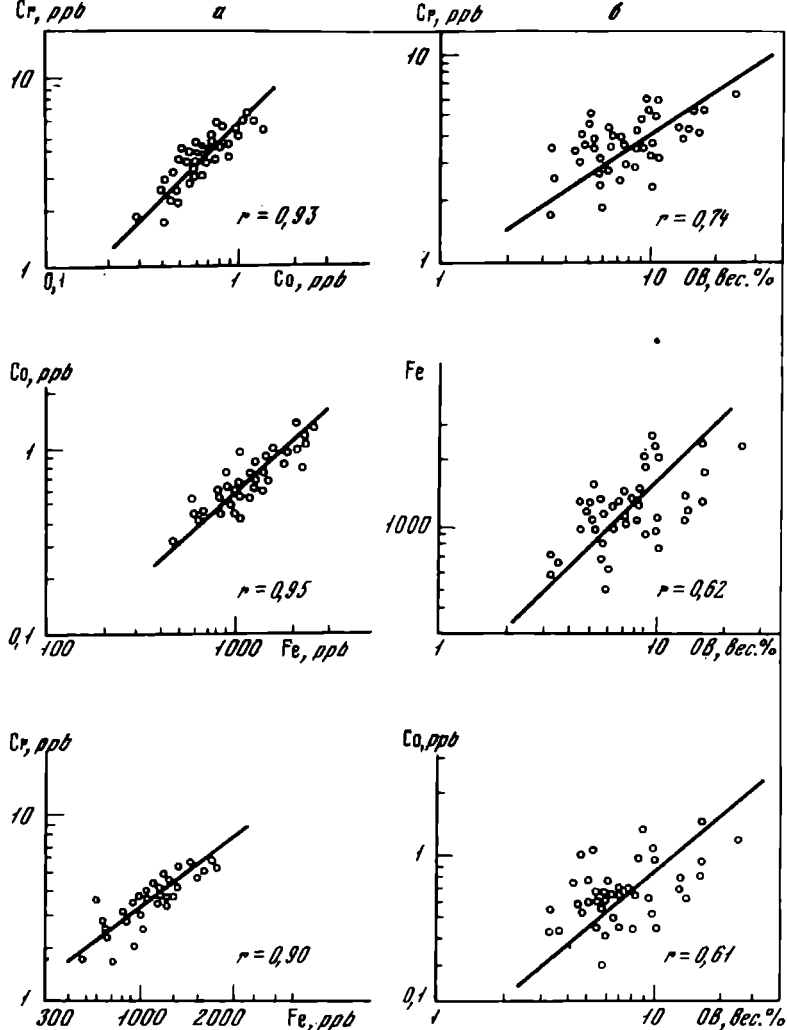


Рис. 2. Взаимосвязь Fe, Co и Cr (а) и органического вещества (б)

на основании ежегодных определений мы наблюдали во взвеси 42 и 99% минимальных и максимальных значений железа соответственно и 78% как среднее за 10 лет.

Соответственные значения для хрома варьировали между 23 и 58%, а нижнее значение возрастало до 41,2%.

Кроме установленных взаимоотношений и влияния органического вещества на поведение микроэлементов в реке, мы нашли хорошую корреляцию между pH и коэффициентами накопления железа, кобальта и хрома в воде и взвешенном веществе $K_x (W + SM)$. На рис. 3 эти от-

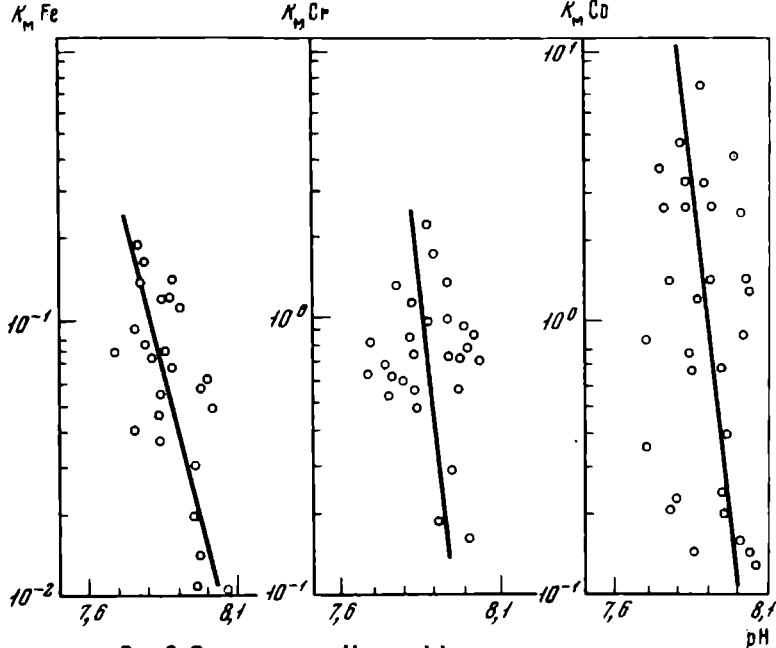


Рис. 3. Соотношение pH и коэффициентов накопления

ношения на основании средних данных за 3 месяца обнаруживают обратную зависимость изменений.

Распределение микроэлементов в материале дна реки зависит от величины частиц, но характерно, что наивысший уровень наблюдался для наиболее тонких и наиболее крупных фракций (0,071 и 0,6 мм), в то время как для средних фракций (0,3 мм) он был наименьшим: (рис. 4). Тем не менее эти результаты отличаются от данных других авторов (Глаголева, 1961; Страхов, 1960; Webb, 1968), так как мы нашли корреляцию между органическим веществом, микроэлементами, величиной частиц и ионно-обменной способностью различных фракций донного материала (Radosavljević et al., 1973; Zarić et al., 1975). Эти отличия имеют большое значение для различных аспектов понимания миграции микроэлементов и радионуклидов и химии пресноводных организмов.

Рассмотрим взаимоотношение содержания железа, кобальта и хрома в различных частях тела рыбы (*Barbus barbus* L.) (рис. 5, табл. 1). Отношения Fe/Co, Fe/Cr и Co/Cr следуют такому же характеру изменений и регуляции в рыбе и во взвешенном веществе.

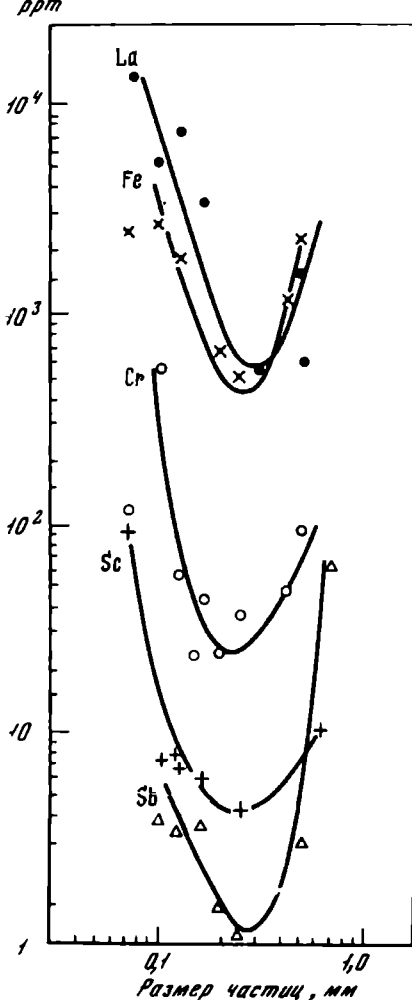
Указанная характерная регуляция, взаимоотношения между весом рыбы и биогеохимическими коэффициентами накопления (A_x), согласно Б.Б. Полюнову (Перельман, 1972), представлены на рис. 6, а средние значения содержания железа, кобальта и хрома в некоторых организмах вод р. Дунай — в табл. 2, высшие уровни микроэлементов наблюдались у *Oligochaeta* и наименьшие — у *Hirudinae*.

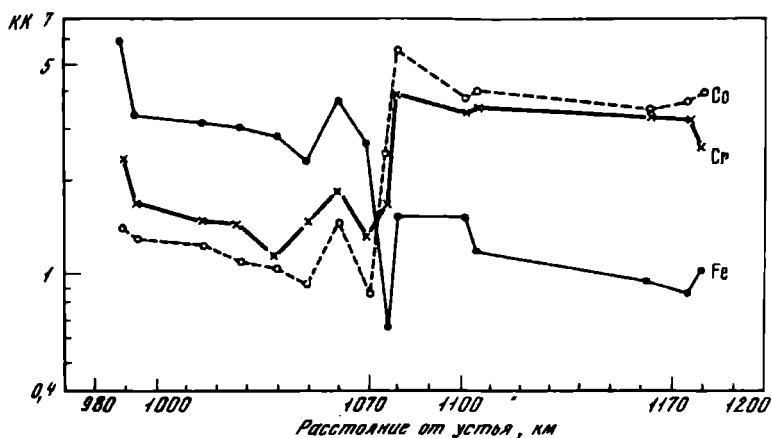
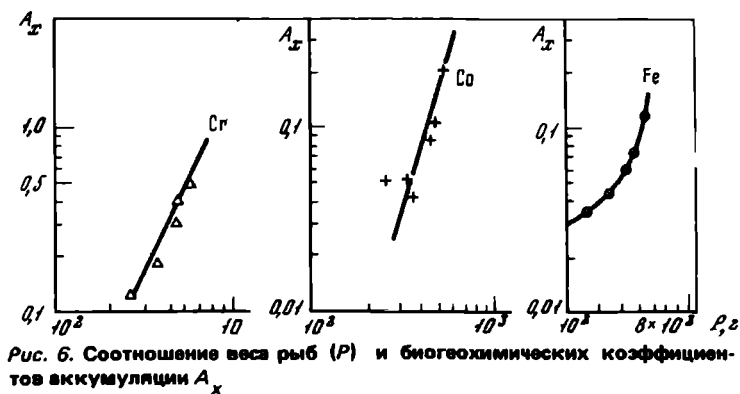
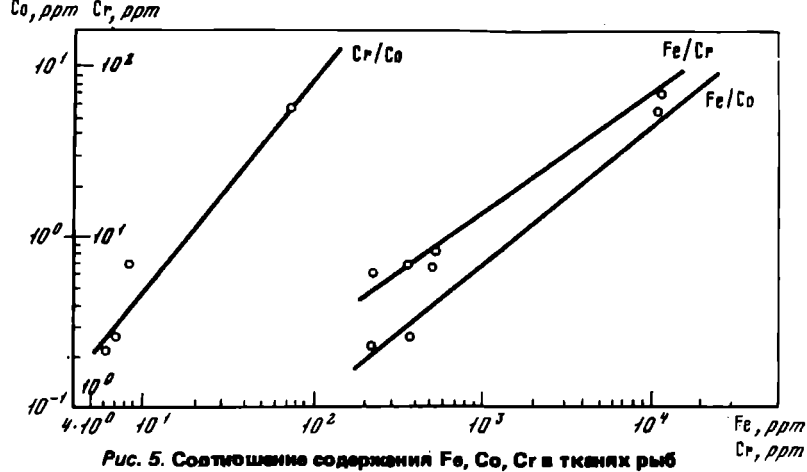
Рис. 4. Соотношение содержания следов элементов и размеров частиц

Заметно влияние замедления течения реки на водную окружающую среду, т.е. среднее изменение содержания железа, кобальта и хрома в воде, взвешенном веществе и осадках в период до и после сооружения плотины Джердап (табл. 3).

Непрерывное увеличение содержания микроэлементов в осадках и уменьшение содержания кобальта и хрома в воде и взвешенном веществе после сооружения плотины может быть объяснено происходящими процессами видоизменения железа, кобальта и хрома во взвешенном веществе в части течения реки между двумя самыми крупными притоками (Сава — 1170 км и Большая Морава — 1103 км), а также прямым влиянием замедления течения участка реки у водохранилища Джердап (980—1080 км). Увеличение содержания железа и уменьшение — кобальта и хрома в озере (рис. 7) варьируют в пределах одного порядка. Имеются также многочисленные данные о прямом влиянии pH органического вещества и замедления течения реки на изменение содержания отдельных микроэлементов в исследованных биогеохимических провинциях (Radosavljević et al., 1974).

Целью данной работы было представить основную информацию о длительных биогеохимических исследованиях югославской части Дуная до и после возведения плотины Джердап и установить существующие механизмы регуляции в поведении микроэлементов в различных компонентах водной системы, а также объяснить изменения, вызванные замедлением течения реки в водохранилище Джердап. С теоретической и практической точек зрения для понимания миграционных процессов и биогеохимического поведения микроэлементов в реке наиболее важно изучить совместные эффекты, относящиеся ко временному и пространственному распространению микроэлементов и их взаимоотношения в различных компонентах водной системы. Только





КК — отношение между содержанием микроэлемента и региональным кларком

Таблица 2

Содержание Fe, Co, Cr в некоторых организмах р. Дунай, *ppb* на сухой вес

Группа организмов	Fe	Co	Cr
Водоросли	9290	1,85	40,2
Олигохеты	15200	3,25	749,00
Хирудинеи	160	0,103	2,54
Гаммариды	8800	—	16,90
Трихоптериды	10400	0,51	18,30
Двустворки	9300	0,374	5,97
раковина	5300	1,43	33,30
мускул	8500	0,355	8,49
Гастроподы	10000	0,57	10,80
раковина	4800	0,252	3,26
мягкие ткани	7700	0,421	6,60

Таблица 3

Изменение содержаний Fe, Co, Cr в воде, взвесьях и осадках до (1970 г.) и после сооружения плотины Джердап (1971, 1974 гг.) на р. Дунай, *ppb* на сухой вес

Год	Вода			Взвесь			Осадок		
	Fe	Co	Cr	Fe	Co	Cr	Fe	Co	Cr
1970	1955	7,37	32,0	7600	46,1	151,0	6950	3,79	79,9
1971	3550	1,56	5,03	6950	26,2	109,1	14740	8,01	154,0
1974	—	—	—	—	—	—	62000	11,9	188,0

на основании такой информации и знания величины изменений некоторых физико-химических параметров (рН, содержание и происхождение органического вещества в реке и т.д.) возможно подойти к решению проблемы моделирования миграционных и аккумуляционных процессов в реке и определить поведение некоторых радионуклидов.

ЛИТЕРАТУРА

- Алмезов А.М. Гидрохимия устьевых областей рек. Киев: Изд-во АН УССР, 1962. 14 с.
- Вакилов Ф.И. Геохимия ландшафта. Баку, 1966, с. 92—94.
- Глязговец М.А. Формы миграции элементов в речных водах — Докл. АН СССР, 1958, т. 121, № 6, с. 1052.
- Нестерова Л.Л. Химический состав взвесей и растворенных веществ реки. — Геохимия, 1961, № 1.
- Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Наука, 1967.
- Перельман А.И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. М.: Недра, 1972.
- Страхов Н.М. Основы теории литогенеза. М.: Изд-во АН СССР, 1960. Т. 1.

- Drasković R.* et al. Neutron activation analysis of aquatic environment in the Danube. Nuclear techniques in environmental pollution. — Proc. Symp. Salzburg. IAEA: Vienna, 1971, p. 329–334.
- Liepolt R.* Limnologie der Donau. Stuttgart, 1967.
- Radosavljević R., Tasovac T.* Capture of ^{60}Co by suspended particles in the Danube river. — Acta Symp. Intern. Radioecol., Cadarach, 1969, p. 83–92.
- Radosavljević R.* et al. Complex behaviour of Co in the Danube river. — Arch. Hydrobiol., 1973, Suppl. 44, Donauforsch., vol. 5, p. 241–248.
- Radosavljević R.* et al. Concentration factors of Cr in the Danube and the maximum permissible levels. — Arch. Biol. Sci. Beograd, 1973a, N 25 (3–4), p. 159–165.
- Radosavljević R.* et al. Beitrag zur Kenntnis des biogeochemischen Verhältnis von Chrom in der Donau, der Save und der Teiss. 16. Arbeitstagung IAD, Bratislava, Proc. Slovenské Akademie der Wissenschaft. 1973b.
- Radosavljević R.* et al. Beitrag zur Kenntnis der Geochemie von Fe, Co und Cr in der Donau in System Wasser-Schwebstoffe. — Kurzreferate Proc. Akad. Sozialistischen Republik Rumänien IAD, Galatz, Sept., 1974, S. 139–149.
- Radosavljević R.* Radiolimnologische Untersuchungen der Donau. (Übersichtreferat) 17. Arbeitstagung IAD. — Proc. Akademie der Sozialistischen Republik Rumänien, Galatz, 1974a, S. 150.
- Radosavljević R.* et al. Fe, Co und Cr in Plankton und Schwebstoff der Donau. 18. Arbeitstagung IAD, Regensburg Sept., 1975.
- Slavić I.* et al. Ein Computer-Program zur Bestimmung der Konzentration von Spurenelementen in den Komponenten Wassersystemen. — Isotopenpraxis, 1973, Bd. 9, H. 3, S. 87–91.
- Tasovac T.* et al. Nuclear techniques in studies of dispersion and some other properties of the Danube. — Isotope Hydrology. — Proc. Symp. Vienna IAEA, Vienna, 1970, p. 497.
- Tasovac T.* et al. Radioecological investigations of water courses in Yugoslavia. — Proc. Zlatita 74, Beograd, 1974, p. 298–302.
- Tasovac T.* et al. Environmental characteristics of the Danube river system and the problems of radiological safety standards. Population dose evaluation and standards for men and his environment. — Proc. Symp. IAEA. Vienne: Portoroz IAEA, 1974a, p. 427–432.
- Zarić M.* et al. Die Radioaktivität des Sediments der Donau km 945–1295 im Zeitabschnitt 1965–1975. 18. Arbeitstagung IAD, Sept. Regensburg, 1975.
- Yousef Y.A.* et al. The transport of ^{58}Co in the aqueous environment. Techn. Rept 7. Austin: Univ. Texas, 1965.
- Webb J.S.* Geochemija i istraživanje mineralnih sirovina. Beograd: Savremena administracija, 1968.

R. Radosavljevitch, T. Tasovats, M. Zaritch, R. Drashkovitch

BIOGEOCHEMICAL BEHAVIOUR OF Fe, Co AND Cr IN THE DANUBE RIVER AND ITS LAKE "DJERDAP"

Summary

Limited data are available about biogeochemical behaviour of most trace-elements in fresh water environment and their physiological role in living systems. The capacity of aquatic systems to receive different radioactive and nonradioactive pollutants require an understanding of numerous environmental parameters. As a part of a complex long-term interdisciplinary program for studying the physical, hydrochemical and biotical characteristics and processes of the fresh waters in Yugoslavia, we have studied the biogeochemical behaviour of Fe, Co and Cr, especially in the Danube river and its lake "Djerdap". The results of these long-term investigations point at the existing regularities, and are of practical and theoretical importance for modelling of biogeochemical processes and understanding the complex behaviour of Fe, Co and Cr in the aquatic system and the geochemical landscape.

НЕКОТОРЫЕ ПРОБЛЕМЫ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ЭКОЛОГИИ И ПАЛЕОЭКОЛОГИИ МОРСКИХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ

Рассматриваются новые данные о динамике соотношений $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ и Ca/Mg в слоях роста раковин современных и ископаемых моллюсков, а также Na , Mg , Sr , Fe , Mn в скелете рифовых кораллов в связи с условиями их обитания. Показано, что температура не всегда является ведущим фактором извлечения элементов и их стабильных изотопов скелетными частями гидробионтов, и большая роль в этом процессе принадлежит функциональным особенностям организмов.

Установлено, что классы наиболее часто встречающихся в ходе онтогенеза (в оптимальном диапазоне условий кальцификации) значений $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ и Ca/Mg в раковинном веществе у особей одного и того же вида независимо от места их обитания и геологического возраста совпадают. Неблагоприятные условия приводят к неспецифичности распределения значений Ca/Mg . В количественном распределении Ca/Mg отношений у моллюсков и Fe у кораллов обнаружен родовой контроль. Предполагается, что извлечение элементов из морской воды беспозвоночными определяется соотношением реализуемых в ходе их индивидуального развития специфических и неспецифических реакций.

Взаимодействие между морской водой и населяющими ее беспозвоночными организмами наглядно проявляется при изучении химического состава последовательных слоев роста скелета животных и растений, в которых заключена разнообразная информация о прижизненной динамике накопления химических элементов и их стабильных изотопов, частично в равновесии, но большей частью не в равновесии с окружающей водной средой. Беспозвоночные, к примеру, могут образовывать скелеты на большой глубине, где содержание CaCO_3 ниже предела растворимости и изотопно-обменное равновесие в системе $\text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$ не может быть достигнуто. Биологические различия состава скелетов моллюсков, брахиопод, кораллов и других групп организмов указывают, что извлечение ими элементов не может быть отождествлено с обычной химической реакцией и для понимания этого геохимического процесса мы должны исследовать механизмы биологических адаптаций.

Ниже анализируются новые данные Лаборатории палеоэкологии Института биологии моря Дальневосточного научного центра АН СССР по онтогенетической и филогенетической динамике изотопного и химического состава скелетных образований современных и ископаемых представителей одних и тех же и близких видов двустворчатых моллюсков и кораллов, главным образом в связи с температурными условиями их обитания в бореальных и тропических районах Мирового океана.

Пробы скелетного карбоната кальция весом от 30 до 100 мг из последовательных слоев роста каждой особи отбирали непрерывно зуб-

ной бормашинной с целью исследовать как можно большую часть онтогенеза данного организма. Анализы изотопного состава кислорода выполнялись на масс-спектрометре МИ-1309 А.В. Игнатьевым, трилонометрические определения количества кальция и магния — Л.А. Поздняковой, определения количества натрия, магния, стронция, железа и марганца методом эмиссионной спектроскопии — Д.М. Поляковым и О.И. Недава.

Зависимость изотопного состава кислорода от температуры роста раковин двустворчатых моллюсков

В кальцитовых поверхностных слоях раковины гребешка *Chlamys swifti*, обитающего на глубине 8 м в зал. Петра Великого (Японское море), изменения $\delta^{18}\text{O}$ и соответствующих температур роста имеют отчетливо выраженный сезонный характер (рис. 1). Каждому годовому слою, ограниченному на поверхности раковины крутыми уступами, отвечает один цикл колебаний температур. Уступы раковин образовывались при сравнительно умеренных летних температурах порядка 12–16°C. В это время года рост моллюска приводил к утолщению раковины. Возобновление формирования широкого кольца раковины начиналось при максимальных положительных температурах воды 24,5°C. С целью сравнения проанализировали ископаемую раковину гребешка Свифта из района Аомори (Северное Хонсю), любезно предоставленную японским палеонтологом Масудой. По изотопному составу кислорода и температурам роста моллюски, обитавшие на территории Японии 5–6 млн. лет назад, почти не отличаются от современных, ныне живущих в водах у берегов Приморья (рис. 2).

Температуры роста на начальных стадиях онтогенеза *Ch. swifti* достигают 24,0–25°C, но примерно с двухлетнего возраста температурный диапазон роста сужается от 3–6 до 17–18°. В водах Южного Приморья этот вид моллюсков обитает и зимой, при отрицательных температурах, однако изотопным методом температур ниже 2–4°C не зарегистрировано. Общая тенденция изменения температур роста взрослых особей у всех изученных *Ch. swifti* одинакова.

Изменения температур роста молодежи отличаются от температурной динамики роста взрослых особей. Очевидно, на ранних стадиях развития гребешки не нуждаются в определенных стандартных температурах воды, необходимых половозрелым моллюскам при размножении (Золотарев и др., 1974).

Изотопно-кислородным методом исследовалась также температурная динамика условий роста кальцитовых частей раковин гребешка *Ratinopecten yessoensis* из зал. Петра Великого на глубине до 15–17 м. Летние температуры роста молодежи (до высоты раковины в 27,5 мм) остались невыясненными из-за недостаточного веса проб. Известно, что рост этого гребешка начинается в Приморье в конце июня — июле при температуре воды 15–16°C. Зимние температуры роста *R. yessoensis* понижаются до 1,3°C, а наиболее высокая летняя температура

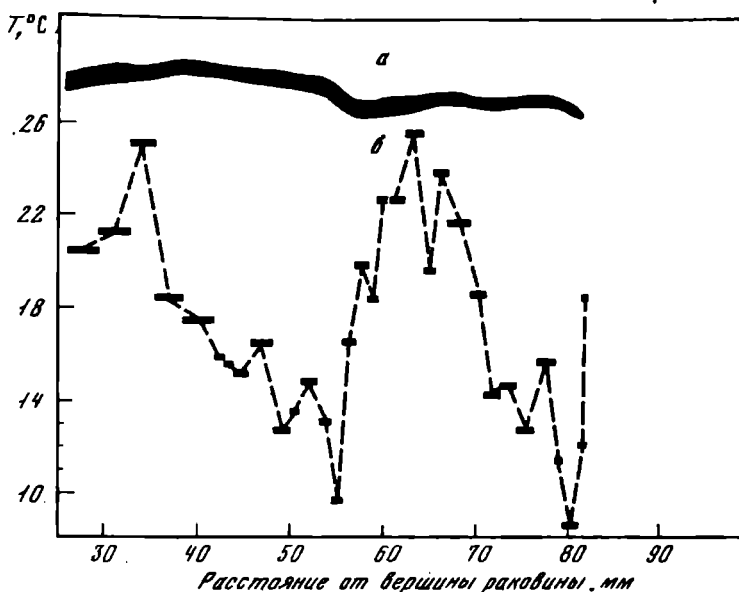


Рис. 1. Поперечное сечение (а) и изотопные температуры роста (б) моллюска *Chlamys swifti* (Золотарев и др., 1974)

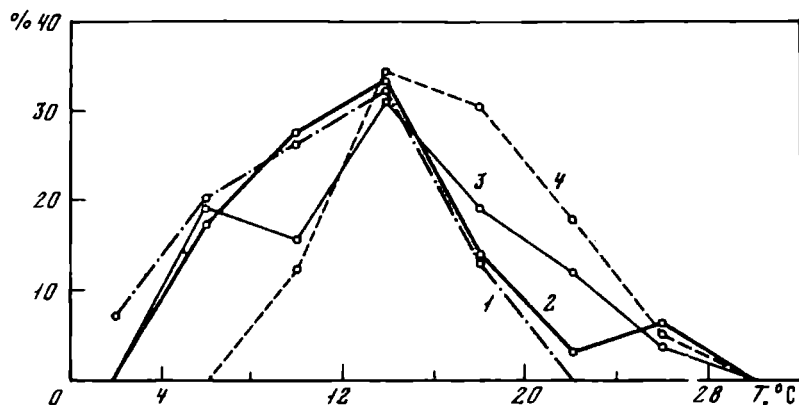


Рис. 2. Вариационные кривые температур роста моллюска *Ch. swifti*

1-3 — современный моллюск: 1 — из зал. Петра Великого (Жирмунский и др., 1967); 2, 3 — южная часть зал. Петра Великого (Тейс, Найдин, 1973); 4 — ископаемый моллюск, плиоцен, Япония (Золотарев и др., 1974)

достигает $17,8^{\circ}$. Вариационно-статистическая обработка температурных кривых роста показывает, что максимальный прирост раковин *Ch. swifti* происходил в интервале от 8 до 12° , а *P. yessoensis* — от 12 до 16° . Это вполне согласуется с исследованиями роста гребешков в осадках (Брегман, Тибилова, 1975). Можно сделать вывод о видовой специфичности оптимальных (модальных) температур роста близких видов моллюсков.

Материалом для изотопной термометрии бореального моллюска *Arctica islandica* послужили арагонитовые раковины, собранные Ю.Б. Гладенковым в непрерывном разрезе плиоценовых и плейстоценовых отложений Северной Исландии. Для сравнения исследовали раковины современных моллюсков этого вида. В связи с тем, что арагонит раковины *A. islandica* не всегда устойчив в диагенезе, все исследованные створки предварительно подверглись рентгеновскому анализу. В большинстве случаев их первичный минералогический состав не изменился.

Сопоставляя условия роста *A. islandica* из трех горизонтов плио-плейстоцена, мы установили, что температуры последовательно снижаются от 10,6–8,3° до 6,7–3,6° с уменьшением геологического возраста от зоны Магтра до зоны Бредавик, после чего температура вновь несколько повысилась, в среднем до 7°. Результаты масс-спектрометрического изучения температурных условий Северной Атлантики по изотопному составу кислорода в раковинах моллюска согласуются с палеогеографическими представлениями. Необходимо, однако, отметить, что данные о палеотемпературах получены без учета поправок на изотопный состав воды.

Введение таких поправок на водный фон — предмет дальнейших исследований.

Различия температур роста соответствуют изменениям теплоустойчивости клеток мерцательного эпителия жабр моллюсков. Так, имеющий более высокие оптимальные температуры роста *P. yessoensis* характеризуется и более высоким уровнем клеточной теплоустойчивости.

Уровни теплоустойчивости принято связывать с особенностями структуры белков клеток (Тартаковский и др., 1969), так как при этом речь идет о повреждающих температурных воздействиях на организм. Различия оптимальных температур роста раковин обусловлены, по-видимому, специфичностью активности ферментов в системе кальцификации моллюсков.

Кальций магниевые отношения в кальците раковин моллюсков

Избирательность накоплений химических элементов животными и растениями достаточно твердо установлена. Большинство исследователей усматривают в этом влияние филогенеза и условий среды (Виноградов, 1965; Ковальский, 1972 и др.). Так, раковины различных видов морских моллюсков отличаются по содержанию в них магния и стронция и др. элементов. В кальцитовых частях раковин накапливается больше магния, чем в арагонитовых, в которых преобладает стронций. Основные факторы, влияющие на накопление этих элементов — физико-химические условия водной среды, минеральная форма карбоната, скорость роста и таксономическая принадлежность моллюска.

Для выявления онто- и филогенетических особенностей накопления кальция и магния моллюсками мы исследовали состав раковин не-

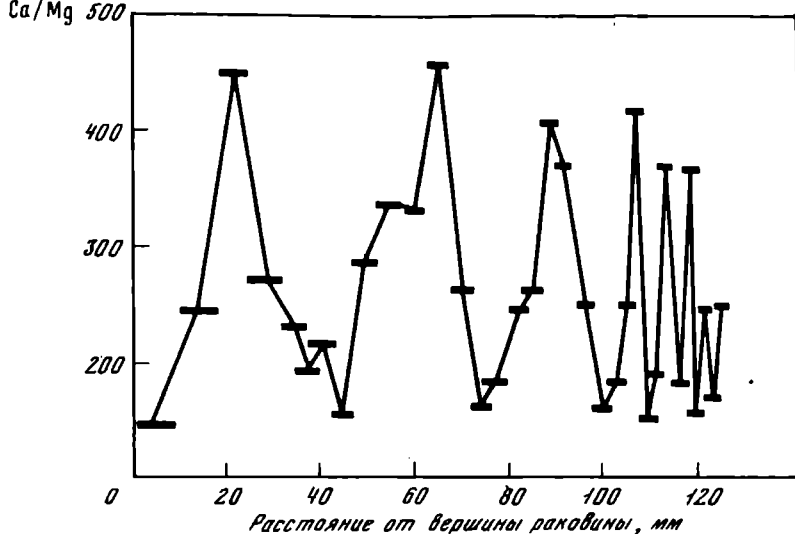


Рис. 3. Динамика Ca/Mg отношения в последовательных слоях роста раковины моллюска *Ch. swifti*; Японское море, зал. Петра Великого, мыс Гамова, глубина 30 м (Краснов, Позднякова, 1975)

скольких близких видов. С этой целью изучали распределение элементов в пробах из последовательных слоев роста на поверхности кальцитовых раковин *Pectinidae*: *Patinopecten yessoensis* (5 створок), *Ch. swifti* (2 створки) и *Ch. farreri* (3 створки) из зал. Петра Великого.

Значения Ca/Mg отношения *P. yessoensis* и *Ch. swifti* изменяются в очень близких пределах — от 110 до 470, у *Ch. nipponensis* — от 100 до 390. Вариации содержания магния и Ca/Mg в пределах каждой створки имеют определенную цикличность, в которой отражаются сезонные и возрастные изменения темпов роста животных. По числу полных циклов магниальности легко определить возраст моллюсков. Например, раковина *Ch. swifti* длиной 125 мм 7,5 года (рис. 3). Возраст раковины *P. yessoensis* длиной 158 мм — 5 лет, а длиной 99 мм *Ch. farreri* — 4,5 года (Краснов, Позднякова, 1975).

При анализе частоты встречаемости Ca/Mg индексов в створках пектинид была установлена бимодальность вариационных кривых (рис. 4, 5). Первый модальный класс значений Ca/Mg индексов с максимальной частотой встречаемости совпадает у особей одного и того же вида, независимо от места их обитания, и отличается у близких по происхождению видов (*P. yessoensis* — 180–230, *Ch. swifti* — 230–280, *Ch. farreri* — 130–180). Учитывая зависимость магниальности раковин от температуры их роста, в специфичности Ca/Mg отношения также можно видеть подтверждение видовой стабильности оптимальных температур роста раковин моллюсков. Второй модальный класс значений Ca/Mg отношения — 330–380 одинаков у всех исследован-

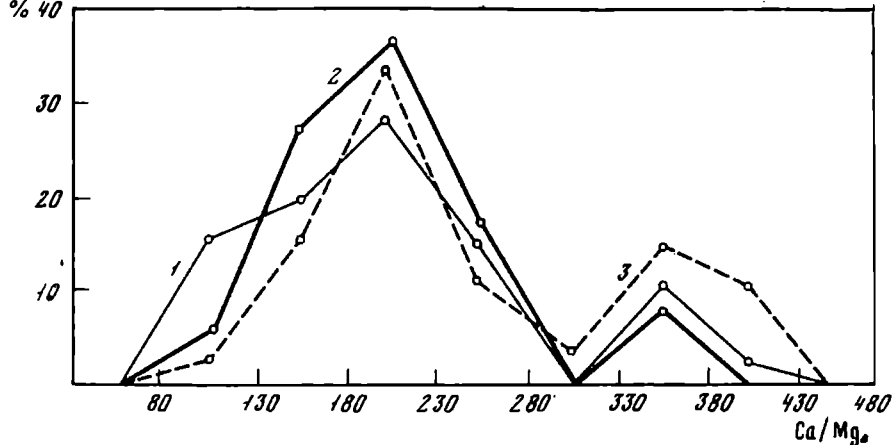


Рис. 4. Частоты распределения Ca/Mg отношения в раковинах моллюска *P. yessoensis* из зал. Петра Великого Японского моря;

1 — бухта Идола, глубина 15 м; 2 — бухта Рисовая, глубина 7 м; 3 — о-в Фуругельма, глубина 12,7 м (Краснов, Позднякова, 1975)

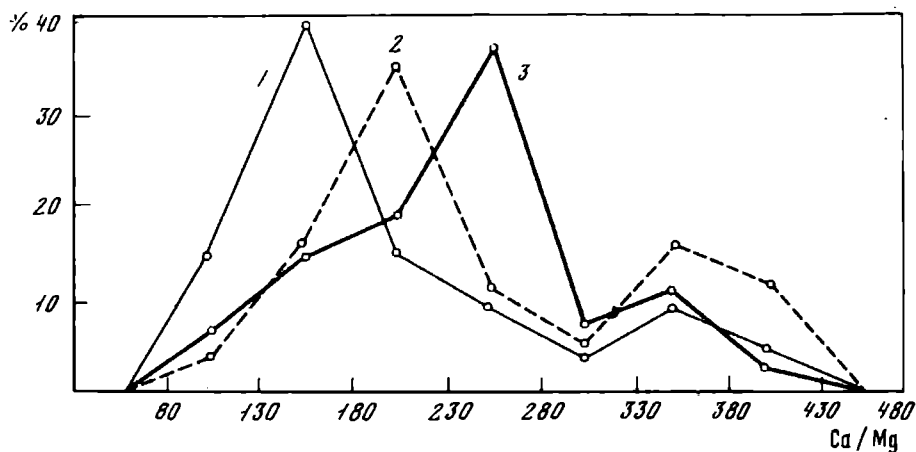


Рис. 5. Частоты распределения Ca/Mg отношения в раковинах различных видов Pectinidae

1 — *Ch. farreri*, Японское море, зал. Петра Великого, бухта Новгородская, глубина 1,5 м; 2 — *P. yessoensis*, зал. Петра Великого, верхняя сублитораль о-ва Фуругельма, глубина 12,7 м; 3 — *Ch. swifti*, Японское море, зал. Петра Великого, мыс Гамова, глубина 30 м (Краснов, Позднякова, 1975)

ных видов пектинид. Пересчет этих значений на температуры по шкале Т.С. Берлин и А.В. Хабакова (1966) показал связь неспецифического модального класса с температурами 2,7–6,0°C.

Можно выделить две группы факторов, определяющих динамику Ca/Mg отношения в раковинах морских моллюсков. Первая из них, очевидно, связана с происхождением видов и выработкой в процессе

эволюции видов устойчивых адаптаций в оптимальном диапазоне условий роста (видоспецифические реакции). Вторая группа отражает адаптацию к неблагоприятным условиям роста, и прежде всего к низким температурам. В связи с участием кальция и магния в реакциях минерального обмена Ca/Mg отношения с наибольшей частотой встречаемости в ходе онтогенеза гребешков могут характеризовать условия реализации специфических ферментативных реакций при кальцификации раковины, идущих с наименьшей затратой метаболической энергии (Розен, 1969). По распределениям кальция и магния соотношение условий реализации специфических и неспецифических адаптивных реакций в ходе онтогенеза всех исследованных моллюсков было примерно одинаковым (4:1). Вероятно, извлечение кальция и магния из морской воды в процессе жизнедеятельности моллюсков определяется именно этим соотношением. Однако у обитающих в совершенно различных районах *Chlamys* из Японского, Охотского и Баренцева морей частота наибольшей встречаемости Ca/Mg отношения оказалась одинаковой (130—180), но это еще не находит убедительного объяснения.

Металлы в скелете рифообразующих кораллов

В скелетных образованиях колониальных кораллов *Porites* из рифовых лагун юго-западной части Тихого океана исследовалась онтогенетическая динамика накопления натрия, магния, стронция, железа и марганца. Установлена периодичность накопления этих металлов. При этом отчетливые изменения наблюдались в содержаниях натрия и стронция. В восьми изученных колониях *Porites* в осенне-зимних скелетных участках среднее содержание составляет (в %) натрия 0,63 стронция — 0,72, а в весенне-летних — 0,42 и 0,50 соответственно. Максимальные количества магния совпадают с минимальными натрия. Наибольшие частоты распределения железа в онтогенезе всех исследованных *Porites* совпадают, что может указывать на генетическую природу такого сходства. В распределении остальных металлов прослеживается связь с районом обитания (рис. 6).

Темпы кальцификации и уровни концентрирования физиологически связанных пар элементов скелетным веществом моллюсков и кораллов в ходе онтогенеза испытывают периодические изменения от многолетних до суточных. Кроме того, они заметно снижаются с увеличением возраста особи. Например, линейная скорость образования скелетного карбоната колоний *Porites* от максимальных среднегодовых значений 15—19 мм на 4—5 году снижаются до 9 мм на 11 году существования в лагуне близ Нумеа (Новая Каледония). Установлено также, что годовые приросты раковин *Crenomytilus grayanus* в Японском море изменяются с амплитудой 10—15 лет в соответствии с колебаниями солнечной активности (Золотарев, 1974). Темпы кальцификации морских беспозвоночных обнаруживают связь не только с глубиной, гидрохимическими и другими абиотическими условиями обитания, но и с физиологическим состоянием животных (Краснов, Позднякова, 1975 и др.).

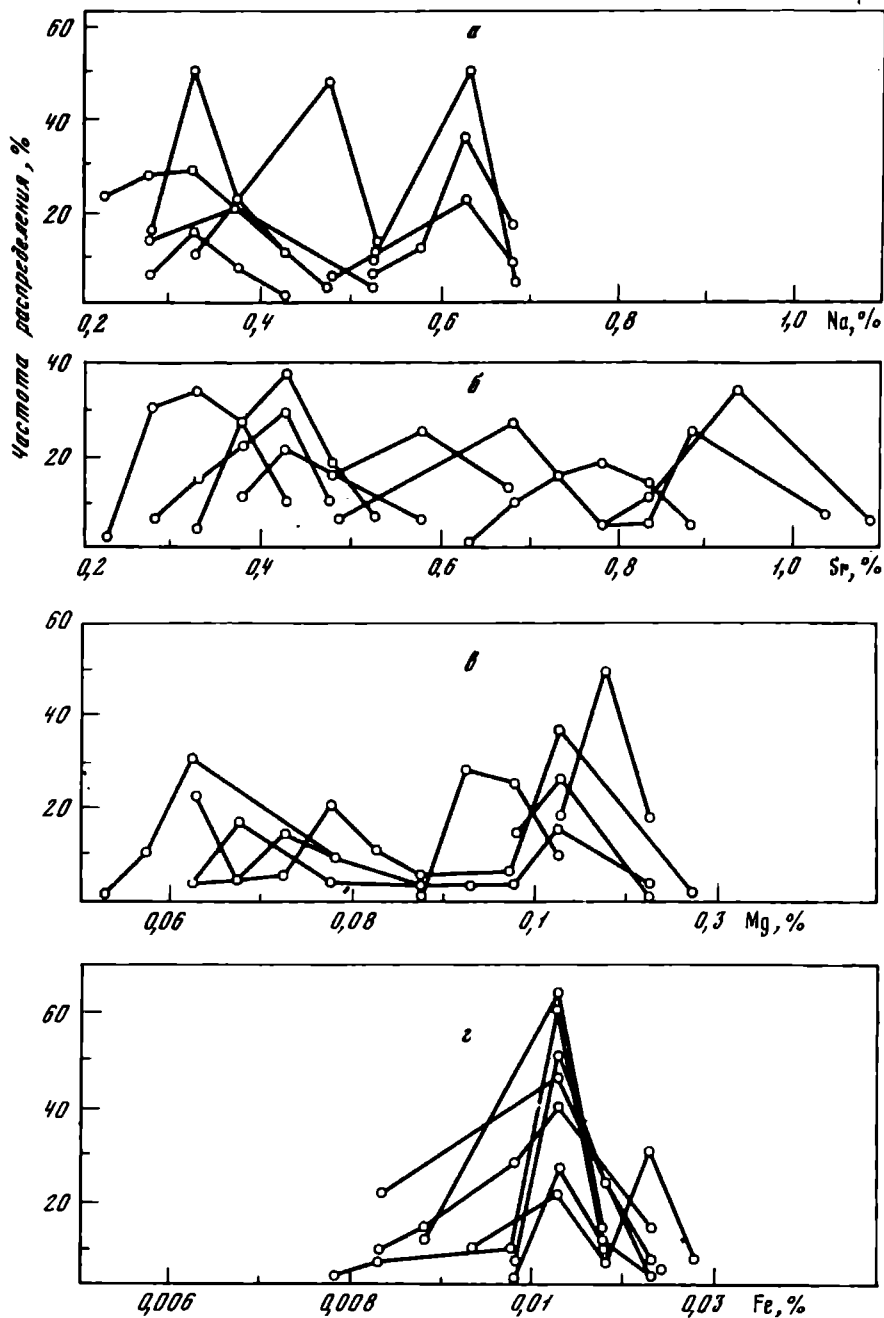


Рис. 6. Частоты распределения натрия (а), стронция (б), магния (в) и железа (г) в последовательных слоях роста коралла *Porites* sp. из рифовых лагун юго-западной части Тихого океана

- Берлин Т.С., Хабаров А.В. Химико-аналитические определения отношений кальция и магния в ростках белемнитид как метод оценки температур среды обитания в морях мелового периода. — Геохимия, 1966, № 11, с. 1359—1364.
- Брегман Ю.Э., Тубилова Т.Х. Рост двусторчатых моллюсков *Mizuchopecten yessoensis* в бухте Троицы зал. Посёта, Японское море. — Экология, 1975, № 2, с. 65—72.
- Виноградов А.П. Микроэлементы и задачи науки. — Агрохимия, 1965, № 8, с. 8—20.
- Золотарев В.Н. Многолетние ритмы роста раковин мидии Гривана. — Экология, 1974, № 3, с. 76—80.
- Золотарев В.Н., Жирмунский А.В., Краснов Е.В. и др. Изотопный состав кислорода и температуры роста раковин современных и ископаемых двусторчатых моллюсков. — Журн. общ. биол., 1974, № 5, с. 792—797.
- Ковальский В.В. Некоторые задачи геохимической экологии. — В кн.: Очерки современной геохимии и аналитической химии. М.: Наука, 1972, с. 514—520.
- Краснов Е.В., Позднякова Л.А. Кальций-магниево-отношения в кальците раковин морских моллюсков как показатель специфических и неспецифических реакций. — Докл. АН СССР, 1975, т. 220, № 6, с. 1432—1434.
- Розен Ф. Принцип оптимальности в биологии. М.: Мир, 1969. 215 с.
- Тартаковский А.Д., Пашкова И.М., Пинаев Г.П. и др. Аминокислотный состав миозина у двух близких видов лягушек. — Цитология, 1969, т. 2, № 4, с. 506—508.

E.V. Krasnov

SOME PROBLEMS OF GEOCHEMICAL ECOLOGY AND PALEOECOLOGY OF MARINE INVERTEBRATES

Summary

New data on quantitative regularity of correlation $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ and Ca/Mg in the successive layers of shell growth of modern and fossil molluscs of close boreal and arctic Pectinidae, and also Na, Mg, Sr, Fe, Mn, in the skeleton of reef corals Poritidae from tropical Pacific in connection with their surroundings are under consideration. It is shown that the temperature isn't always the leading factor of extraction of elements and their stable isotopes by the hydrobiontic skeletal parts. The organism peculiarities play the leading role in this process.

The age and sexual changes of calcification rates, concentration levels of physiologically connected ions and other biological distinctions of chemical composition of marine invertebrate skeletons are analyzed.

Notions of phylogenetically caused specificity of biogeochemical functions in specifically close representatives are under definition. It has been determined that classes of values $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ and Ca/Mg , most frequent in ontogenesis, (in the optimum range of calcification conditions), in the shell substance, coincide with those of animals of the same species, irrespective of their surroundings and even geological age (including some mesozoic species) in different groups of molluscs. Conditions, unfavourable for calcification (spawning, winter, summer and other delays), lead to nonspecificity of Ca/Mg value distribution in ontogenesis of Pectinidae investigated. The generic control is found in the quantitative distribution of Ca/Mg relations in molluscs (*Chlamys*) and Fe for corals (*Porites*).

It is supposed that the element extraction from the sea water by invertebrates is determined by the proportions of specific and nonspecific fermentative reactions carried out in the course of their individual development.

ОБЕДНЕНИЕ И ИЗЪЯТИЕ
ХИМИЧЕСКИХ КОМПОНЕНТОВ
ПРИРОДНЫХ ВОД ЖИВЫМ ВЕЩЕСТВОМ

Н.С. РИСИК, В.И. РОМАНОВ

СССР

**ИЗВЛЕЧЕНИЕ СЕСТОНОМ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ
ИЗ МОРСКОЙ ВОДЫ**

Интенсивный рост индустрии ведет ко все возрастающему загрязнению морей и океанов химико-механическими загрязнителями самого разнообразного состава. Особо опасны для морских организмов токсичные тяжелые металлы. Только эксплуатация автомобилей приводит к попаданию в океаны более $2 \cdot 10^5$ т свинца ежегодно.

В 1972 и в 1974 гг. в 26-м и 29-м рейсах научно-исследовательского судна "Михаил Ломоносов" методом эмиссионной оптической спектроскопии определяли содержание тяжелых металлов: свинца, меди и др. в пробах тропического сестона — в биогенной (зоопланктон) и абиогенной (нефтяные агрегаты) частях. В сырой массе проб зоопланктона содержание свинца колебалось от $0,3 \cdot 10^{-6}$ до $1,5 \cdot 10^{-5}$ г/г (1972 г.) и от $0,2 \cdot 10^{-6}$ до $2,6 \cdot 10^{-4}$ г/г (1974 г.); меди — от $0,3 \cdot 10^{-6}$ до $1,5 \cdot 10^{-5}$ г/г (1972 г.) и от $0,2 \cdot 10^{-6}$ до $4,0 \cdot 10^{-5}$ г/г (1974 г.).

Ориентировочные величины коэффициентов накопления свинца составили $3,5 \cdot 10^6$ (при содержании в воде Атлантического океана $0,06 \cdot 10^{-9}$ г/мл) и до $8,8 \cdot 10^4$ (при среднем содержании свинца в воде $3 \cdot 10^{-9}$ г/мл). Минимальные величины коэффициентов накопления свинца в нефтяных агрегатах при его содержании в воде $3 \cdot 10^{-9}$ г/мл составили $1,6 \cdot 10^3$. Извлечение химических элементов из морской воды нефтяными агрегатами увеличивается по мере уплотнения и увеличения удельного веса агрегатов со временем пребывания в воде и развитием на них перифитона.

Таким образом, сестон, особенно биосестон, играет значительную роль в извлечении химических элементов из морской воды, их трансформации и миграции.

N.S. Risik, V.I. Romanov

**THE EXTRACTION OF HEAVY METALS
FROM SEA WATER BY SESTON**

Summary

In this paper the data are given about the content of some heavy metals in the samples of the surface seston in the tropic Atlantic. In the zooplankton samples a high concentration of heavy metals was found: lead and copper — to $2 \cdot 10^{-4}\%$ per raw sample weight; in the oil aggregates: lead — to $7 \cdot 10^{-4}\%$, copper — to $9 \cdot 10^{-5}\%$. Lead is extracted by seston most effectively. Its concentration factors amount to $n \cdot 10^4$ — $n \cdot 10^6$ for zooplankton samples, while for oil aggregates with periphyton these are $n \cdot 10^3$.

ИЗВЛЕЧЕНИЕ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ИЗ МОРСКОЙ ВОДЫ ПОПУЛЯЦИЕЙ ОДНОКЛЕТОЧНОЙ ВОДОРОСЛИ

Рассмотрен способ оптимизации извлечения биогенных элементов из морской воды с применением непрерывнопроточных культур одноклеточной водоросли. На модельной популяции *Platymonas viridis* определены параметры полного извлечения азота и фосфора.

Известно, что извлечение из морской воды различных веществ имеет два важных аспекта: концентрирование элементов и очистка вод. Интенсификация процесса извлечения связана с использованием популяций, развивающихся в условиях протока. В связи с этим целью работы было исследование путей повышения интенсивности извлечения азота и фосфора из морской воды популяцией морской одноклеточной водоросли *Platymonas viridis*.

Процессы изменения биомассы культуры x и концентрации биогенных элементов S_i в проточном культиваторе описываются известной системой дифференциальных уравнений (Фенцл, 1968) :

$$\frac{dx}{dt} = \mu x - Dx, \quad (1)$$

где μ — удельная скорость роста, D — скорость протока,

$$\frac{dS_i}{dt} = DS_{oi} - DS_i - Q_i \mu x, \quad (2)$$

где Q_i — клеточная концентрация элементов.

В стационарном состоянии:

$$\frac{dx}{dt} = \frac{dS_i}{dt} = 0; \quad \mu = D;$$

$$Q_i = \frac{S_{oi} - S_i}{x} = \text{const};$$

при полном извлечении $S_i = 0$;

$$Q_i = \frac{S_{oi}}{x},$$

где S_{oi} — концентрация элементов на входе культиватора.

Последний член уравнения (2) $Q_i \mu x = Q_i Dx = U_i$ представляет абсолютную скорость извлечения веществ из питательной среды. Повышение абсолютной скорости извлечения элементов из среды зависит от продуктивности проточной популяции $Dx = \rho$ и содержания биогенных элементов в клетке Q_i .

Таким образом, отыскание условий максимальной скорости извлечения элемента заменяется отысканием условий его максимального со-

держания в клетке и максимальной продуктивности популяции. В случае извлечения комплекса элементов необходимо найти еще и оптимальные параметры одновременного содержания в клетке всех этих элементов. Задача оптимизации извлечения комплекса элементов сводится к нахождению взаимовлияния содержания элементов и других факторов на скорость извлечения.

Для нахождения оптимальной скорости извлечения комплекса элементов нами использована пороговая модель в форме Друпэ (Droop, 1974). Согласно этой модели, с одной стороны, содержание элемента в клетке, необходимое для ее существования, не может быть ниже определенного минимума q_i^{\min} , которое равно Q_i при нулевой скорости роста, если это вещество лимитирует рост. С другой стороны, использование на нужды клетки другого вещества при q_i^{\min} не может быть больше q_i^{\max} независимо от его содержания в среде. Реально используемые на нужды клетки количества веществ q_i и их содержание в клетке Q_i связаны отношением

$$\frac{q_1}{Q_1} = \frac{q_2}{Q_2} = \frac{q_3}{Q_3} \dots \quad (3)$$

Это соотношение позволяет определить оптимальные концентрации веществ для их максимального извлечения.

Рассмотрим, как решается эта задача в случае азота и фосфора. Для них соотношение (3) упрощается. В случае недостатка Р и избытка N_{min}:

$$Q_N = \frac{q_N^{\max}}{q_p^{\min}} Q_p, \text{ а в противном случае } Q_N = \frac{q_N^{\min}}{q_p^{\max}} Q_p.$$

Эти крайние случаи описываются прямыми в координатах клеточных концентраций этих веществ (рис. 1). Полное извлечение обоих веществ возможно только, если точка в фазовой плоскости Q_N и Q_p лежит внутри сектора, ограниченного двумя крайними прямыми.

Согласно Друпэ (Droop, 1974):

$$\frac{\mu}{\mu_{\max}} = 1 - \frac{q_p}{Q_p} = 1 - \frac{q_N}{Q_N}.$$

При лимитировании азотом скорость роста

$$\mu = \mu_{\max} \left(1 - \frac{q_N^{\min}}{Q_N^{\min}} \right)$$

не зависит от концентрации фосфора Q_p . При переходе к лимитированию фосфора

$$\mu = \mu_{\max} \left(1 - \frac{q_p^{\min}}{Q_p^{\min}} \right)$$

не зависит от Q_N . Изменение μ_i от Q_p и Q_N изображается в виде двух

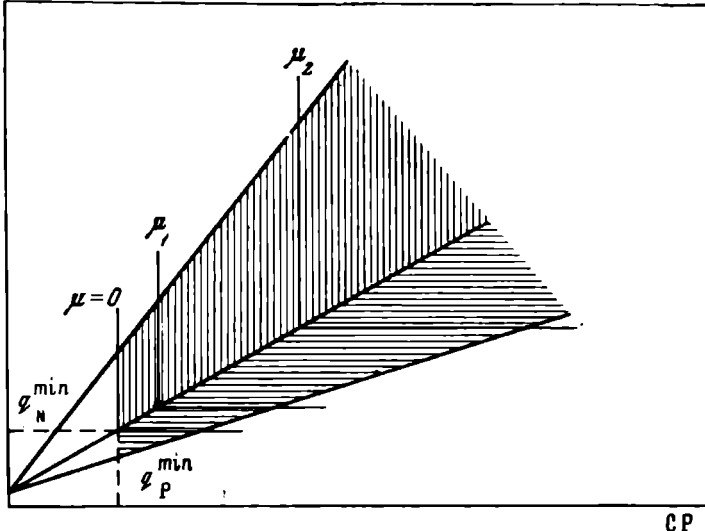


Рис. 1. Области фосфорного и азотного лимитирования роста одноклеточной водоросли *Platymonas viridis*

прямых, параллельных осям Q_P и Q_N , пересекающихся в точке А. Для другой скорости роста μ_2 прямые пересекаются в точке В. Семейство точек пересечения прямых для различных μ описывается уравнением прямой

$$Q_P = \frac{q_P^{\min}}{q_N^{\min}} \cdot Q_N,$$

определяющим соотношение клеточных концентраций $\frac{Q_N}{Q_P} = \frac{q_N^{\min}}{q_P^{\min}}$,

при котором достигается максимальная скорость роста для данных концентраций веществ и, следовательно, максимальная скорость усвоения двух элементов. Когда число элементов больше двух, оптимальное соотношение их в клетке должно определяться выражением

$$\frac{Q_1}{q_1^{\min}} = \frac{Q_2}{q_2^{\min}} = \frac{Q_3}{q_3^{\min}} = \dots$$

Зависимость μ от внутриклеточных концентраций упрощает нахождение соотношения веществ в среде для их быстреего извлечения. Чтобы найти величины q_i^{\min} (для каждого вещества), которые не зависят от внешних факторов, необходимо нанести точки удельной скорости роста μ в фазовой плоскости внутриклеточных концентраций Q_i при условии лимитирования сначала одного, затем другого элемента. При этом остальные вещества не должны лимитировать процесс роста, чтобы точки μ лежали внутри пирамиды многомерного фазового пространства клеточных концентраций.

Таблица 1

Уровни и интервалы варьирования факторов в дробном факторном эксперименте 2^{6-2} при выращивании водоросли *Platymonas viridis*

Фактор	Обозначения	Уровни фактора			Интервал варьирования
		верхний (+)	нижний (-)	нулевой (0)	
Температура, °C	X_1	28	20	24	4
Облученность (ФАР Вт/м ²)	X_2	18,2	13	15,6	2,6
Микроэлементы мг/л:	X_3				
железо		0,07	0,042	0,056	0,014
марганец		0,069	0,041	0,055	0,014
кобальт		0,0738	0,0442	0,059	0,0148
Азот, мг/л	X_4	35	21	28	7
Фосфор, мг/л	X_5	3,75	2,25	3	0,75
Витамин B ₁₂	X_6	0,05	0	0,025	0,025

Таблица 2

План и результаты серии опытов в дробном факторном эксперименте по

Номер опыта	Факторы						Урожай, число кл/мл·10
	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	
1	-	-	-	-	-	-	152
2	+	-	-	-	+	+	126
3	-	-	-	-	+	+	180
4	+	+	-	-	-	-	140
5	-	-	+	-	+	-	146
6	+	-	+	-	-	+	108
7	-	+	+	-	-	+	152
8	+	+	+	-	+	-	170
9	-	-	-	+	-	+	148
10	+	-	-	+	+	-	156
11	-	+	-	+	+	-	160
12	+	+	-	+	-	+	120
13	-	-	+	+	+	+	194
14	+	-	+	+	-	-	134
15	-	+	+	+	-	-	160
16	+	+	+	+	+	+	172

В качестве объекта была использована популяция одноклеточной водоросли *Platymonas viridis* (Роухияйнен, 1966). Опыты проводились в периодическом и непрерывном (хемотратном) режимах культивирования. Культура освещалась круглосуточно лампами ЛБ-40 (облученность ФАР — 10,5–18 Вт/м²). Температура поддерживалась постоянной (на уровнях 20, 25, 28°C). В опытах использовали компоненты модифицированной среды Гольдберга (Кабанова, 1961) с удвоенной концентрацией фосфора, которые добавлялись в морскую воду после ее трехразовой стерилизации (Ланская, 1971). Число клеток определялось в камере Горяева.

В периодическом режиме выращивания водоросли содержались в колбах Эрленмейера (500 мл), объем суспензии составлял 200 мл. Затем производился одинаковым количеством клеток. Опыты проводились по планам полного и дробного факторного эксперимента (Нахимов, Чернова, 1965).

Непрерывный режим культивирования осуществлялся при помощи двуступенчатого однопоточного хемотрата (Herbert, 1964), состоящего из двух включенных последовательно колб Эрленмейера с объемами суспензии 425 и 130 мл. Дробная подача питательной среды и углекислоты производилась насосом-дозатором (Ковров и др., 1967).

культивированию водоросли *Platymonas viridis*

Удельная скорость роста, час ⁻¹	Относительная скорость потребления, мг/час·10 ⁶ кл		Абсолютная скорость потребления, в мг/ч	
	азота	фосфора	азота	фосфора
0,032	0,44	0,040	0,672	0,0720
0,038	0,63	0,113	0,798	0,1425
0,054	0,63	0,113	1,134	0,2025
0,022	0,33	0,049	0,462	0,0690
0,040	0,57	0,103	0,840	0,1500
0,040	0,77	0,083	0,840	0,090
0,043	0,59	0,064	0,903	0,0967
0,026	0,45	0,081	0,546	0,0975
0,034	0,80	0,052	1,190	0,0765
0,029	0,65	0,070	1,015	0,1087
0,043	0,94	0,101	1,505	0,1612
0,031	0,90	0,060	1,085	0,0697
0,048	0,86	0,093	1,680	0,1800
0,028	0,73	0,047	0,980	0,0630
0,038	0,83	0,053	1,330	0,0855
0,026	0,52	0,057	0,910	0,0975

Скорость роста в периодическом режиме определяли из соотношения:

$$\mu = \frac{\ln x_2 - \ln x_1}{t_2 - t_1}$$

(x_1, x_2 — концентрация клеток в моменты времени t_1 и t_2); в непрерывном режиме $\mu' = D'$ (стационарное состояние, 1 ступень хемостата) и $\mu'' = D'' \left(1 - \frac{x_1^1}{x_2^1}\right)$ (x_1^1 и x_2^1 — концентрация клеток в 1 и 2 ступенях хемостата).

Из отношения $Q_i = \frac{S_{oi} - S_i}{x} = \frac{S_{oi}}{x}$ (при $S_i = 0$) находим величины клеточных концентраций азота и фосфора.

Действие факторов на параметры культуры оценивалось с помощью коэффициентов регрессии.

Согласно используемой модели, для определения максимальной скорости извлечения азота и фосфора необходимо, чтобы клеточная концентрация одного из этих элементов лимитировала процесс роста. Опыты с использованием методов планирования эксперимента имели целью найти такие значения остальных факторов среды (температура, освещенность, микроэлементы, витамин B_{12}), которые не лимитировали бы процесс роста.

План эксперимента и его результаты приведены в табл. 1 и 2. Поскольку абсолютная скорость извлечения веществ определяется соотношением $U_i = Q_i \mu x$, ее значение прежде всего зависит от удельной скорости роста μ . Из табл. 2 и значений рассчитанных коэффициентов регрессии следует, что скорость роста ингибируется главным образом температурой. При дополнительных опытах было найдено, что температурный оптимум для роста *Platymonas viridis* находится в области 22–26°C в изучаемых пределах освещенности. Увеличение концентрации витамина B_{12} существенно повышает значения удельной скорости роста. В опытах, где температура не ингибировала рост, а концентрация витамина B_{12} находилась на верхнем уровне, положительный эффект концентрации фосфора был более значительным, чем в опытах без добавления B_{12} . Коэффициент регрессии для азота в изучаемых пределах оказался незначимым. Изменения уровней освещенности и микроэлементов не влияли на скорость роста.

Таким образом, в опытах с добавлением витамина B_{12} , если отсутствовало ингибирующее действие температуры, процесс роста лимитировался концентрацией фосфора.

Эти эксперименты были использованы для нахождения оптимального соотношения азота и фосфора. Для этого величины удельной скорости роста наносились в координатах клеточных концентраций (рис. 2). Линия оптимального соотношения клеточных концентраций совпадает с изображенной на рисунке, или близка к ней, т.е. отношение

$$q_N^{\min}/q_P^{\min} \approx 6.$$

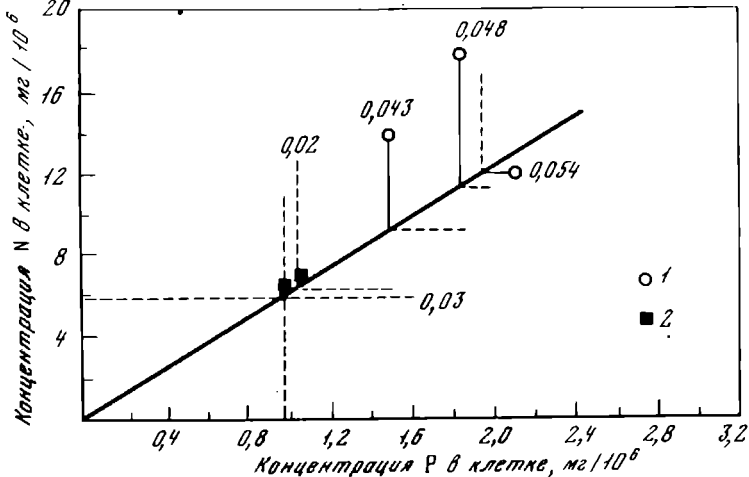


Рис. 2. Зависимость удельной скорости роста водоросли *Platymonas viridis* от концентраций азота и фосфора
1 — периодическая и 2 — непрерывная культура
Цифры на графике — удельная скорость роста

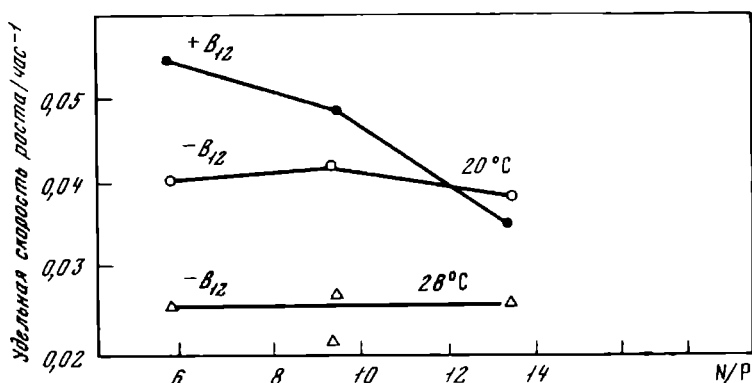


Рис. 3. Влияние температуры и витамина B_{12} на удельную скорость роста водоросли *Platymonas viridis* при различных соотношениях азота и фосфора

Относительные скорости извлечения азота и фосфора проявляют зависимость от температуры, освещенности, содержания микроэлементов и витамина B_{12} и в целом близки скоростям роста (табл. 2). Азот отрицательно действует на извлечение фосфора, по-видимому, из-за высокого значения отношения концентраций обоих элементов.

Показателем производительности культиватора по извлечению веществ является абсолютная скорость извлечения. В отличие от относительной скорости извлечения, абсолютную скорость снижает температура. Для абсолютной скорости извлечения азота существенны положительные эффекты фосфора и витамина B_{12} , тогда как увеличение кон-

центрации азота и микроэлементов приводит к уменьшению абсолютной скорости извлечения фосфора. Витамин B_{12} при этом не оказывает заметного влияния. В опытах без добавок B_{12} скорость извлечения азота лимитируется витамином, а в опытах с добавлением B_{12} — фосфором; высокие концентрации азота подавляют скорость извлечения фосфора.

Так как контролируемые являются концентрации веществ в питательной среде, следовало найти соответствие между их внутриклеточным и внеклеточным содержанием. Изменение удельной скорости роста (рис. 3) при варьировании отношения азота к фосфору показывает, что оптимально отношение $N/P = 5,6$, близкое к оптимальному отношению внутриклеточных концентраций.

Серией опытов по плану полного факторного эксперимента 2^3 и по методу крутого восхождения, где N/P изменялось от 2,0 до 9,4, определили значение оптимального соотношения $N/P = 6,4$.

При лимитировании удельной скорости роста витамином B_{12} или ингибировании ее повышенной температурой эффект изменения отношения N/P незначителен.

Если изменение температуры культуры до оптимальной ($22-26^\circ C$) не представляет трудностей, то применение витамина B_{12} экономически может оказаться невыгодным. Отсутствие витамина B_{12} сказывается на удельной скорости роста, но не влияет на урожай культуры. Поэтому опыты по непрерывному культивированию проводились при низких скоростях потока без добавления витамина B_{12} .

Непрерывное культивирование водоросли *Platymonas viridis* в однопоточном двухступенчатом хемостате показало, что оптимальное соотношение N/P близко к 6,4. Продуктивность культиватора на оптимизированной среде оказалась в 2 раза выше, чем на исходной (модифицированная среда Гольдберга).

Применение второй ступени позволило достигнуть полного извлечения веществ при непрерывном культивировании водоросли на оптимизированной среде и рассчитать минимально необходимые количества азота и фосфора для существования клеток (скорость роста в этой ступени оказалась близкой к нулю). Предложенный подход может быть полезен при осуществлении интенсивной очистки морской воды.

ЛИТЕРАТУРА

- Кабанова Ю.Г. О культивировании в лабораторных условиях морских планктонных диатомовых и перидиниевых водорослей. Труды Ин-та океанологии АН СССР, 1961, вып. 47, с. 203—216.
- Ковров В.Г., Мельников Е.С., Белянин В.Н. и др. Культиватор для интенсивного непрерывного выращивания водорослей. — В кн.: Непрерывное управляемое культивирование микроорганизмов. М.: Наука, 1967, с. 14—30.
- Ланская Л.А. Культивирование водорослей. — В кн.: Экологическая физиология морских планктонных водорослей. Киев: Наукова думка, 1971. с. 5—21.
- Налимов В.В., Чернова Н.А. Статистические методы планирования экстремальных экспериментов. М.: Наука, 1965. 340 с.
- Роухийнен М.И. Новый вид рода *Platymonas* (Chlorophyta) из зеленых водорослей. — В кн.: Новости систематики низших растений. М.; Л.: Наука, 1966, с. 82—85.

- Фенцл Э. Теоретический анализ систем непрерывных культур. — В кн.: Непрерывное культивирование микроорганизмов. Теоретические и методологические основы. М.: Пищевая промышленность, 1968, с. 64—150.
- Droop M.R. Nutrient status of algal cells. — J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 1964, N 54, p. 825—855.
- Herbert D. Multistage continuous culture. — In: Continuous cultivation of microorganisms. Proc. 2nd Symp. Prague, 1964, p. 23—44.

V.A. Silkin, V.I. Zvalinsky

EXTRACTION OF BIOGENIC ELEMENTS FROM SEA WATER BY A POPULATION OF UNICELLULAR ALGAE

Summary

The threshold model of the multifactorial limiting growth rate in some unicellular algae was used to find the optimum conditions during simultaneous and full extraction of some elements. Optimum conditions of temperature, light intensity, concentration of microelements and Vitamin B₁₂ were found for growth and extraction of nitrogen and phosphorus by the population of the marine unicellular green algae, *Platymonas viridis*. The optimum ratio of the nitrogen and phosphorus in the environment and cell for their full simultaneous extraction is close to 6.0. A similar ratio was obtained during cultivation of this alga in a singlestream two stage chemostat. The use of the second stage enabled to determine the minimum cellular quantity of nitrogen ($q_n^{\min} = 6,4 \text{ mg}/10^6 \text{ cell}$) and phosphorus ($q_p^{\min} = 1,0 \text{ mg}/10^6 \text{ cell}$), necessary for cell existence.

З.П. БУРЛАКОВА, Д.К. КРУПАТКИНА, Л.А. ЛАНСКАЯ,
Д.Л. ЯФАРОВА

СССР

ВЛИЯНИЕ ПЛОТНОСТИ ПОПУЛЯЦИЙ МОРСКИХ ОДНОКЛЕТОЧНЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ НА ПОТРЕБЛЕНИЕ ФОСФОРА И ОСНОВНЫЕ ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КЛЕТОК

Рассмотрено влияние плотности популяций трех видов диатомовых водорослей Черного моря на потребление неорганического фосфора и изменение физиологических показателей одноклеточных водорослей. Наиболее высокие количества фосфора в расчете на клетку отмечены для самых низких плотностей. Скорость деления клеток для самых низких плотностей популяции на свету и в темноте в 2—3 раза выше, чем для самых высоких. Световое насыщение фотосинтеза достигается раньше при более низких плотностях. С увеличением плотности популяции на два порядка величина I_k повышалась в 2—3 раза.

До недавнего времени сведения о влиянии плотности популяций на интенсивность продукции водорослей были случайными. Например, для культур планктонных водорослей и для условий *in situ* описана обратная зависимость между плотностью популяций и выделением растворенного органического вещества (Fogg, Nalewajko, Watt, 1965; Nalewajko, 1966; Watt, 1966). Однако эти наблюдения не являются результатом систематических

исследований, а получены как побочные при исследовании других проблем. Пределы варьирования плотности популяций были, как правило, невелики.

В последнее время выявлено влияние плотности и размерно-вещевого состава популяций на скорость обновления растворенных органических веществ морскими многоклеточными и одноклеточными водорослями (Хайлов, Мона, 1976; Хайлов, Фирсов, 1976; Бурлакова, Лаврентьева, 1975).

Рассмотрим влияние плотности популяций одноклеточных водорослей на потребление ими неорганического фосфора и изменение основных физиологических показателей скорости деления клеток, светового насыщения фотосинтеза и интенсивности фотосинтеза при световом насыщении.

Объектами нашего исследования были альгологически чистые культуры трех видов диатомовых водорослей Черного моря — *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros curvisetus*, *Ditylum brightwellii*. До опыта водоросли выращивались на среде Гольдберга (Финенко, Ланская, 1971). С вечера водоросли переносились в морскую воду, чтобы клетки поступали в опыт несколько обедненными по фосфору. Утром инокулят клеток снова переносился на питательную среду Гольдберга, где содержание фосфора составляло 100–120 мкг·л. Исходные плотности популяций в опытах варьировали в широком диапазоне — от 10^3 до 10^8 клеток в 1 л. Основные физиологические показатели водорослей измерялись в темноте и при разной интенсивности света (0,036; 0,15 и 0,22 кал·см²·мин).

Фосфор (минеральный и общий) определялся по Парбансу и Стрикленду. Расчеты проводились на основании содержания общего фосфора в клетках водорослей и в среде (I), общего фосфора в среде (II) и минерального фосфора в среде (III). Для определения II и III клетки отфильтровывали от среды через фильтр с величиной пор 1,5 мкм. По разности I–II определяли фосфор клеток водорослей, по разности II–III вычисляли органический фосфор среды.

Наиболее высокие количества фосфора в расчете на клетку отмечены для самых низких плотностей. Повышение плотности популяции на два порядка сопровождается уменьшением фосфора клеток *Chaetoceros curvisetus*, *Ditylum brightwellii*, тоже на два порядка. Так, у *Ditylum brightwellii* при плотности популяции 10^3 кл/л фосфор клеток составляет $1,3 \cdot 10^{-3}$ мкг P/кл; с увеличением плотности до 10^5 кл/л фосфор клеток уменьшился до $3,9 \cdot 10^{-5}$ мкг P/кл. В отношении *Skeletonema costatum*, где плотность популяции повышалась на три порядка, можно сказать, что содержание фосфора в клетках понижалось почти на три порядка (рис. 1).

Аналогичное соотношение было получено между органотрофией одноклеточных водорослей и плотностью их популяций (Бурлакова, Лаврентьев, 1975). Увеличение плотности популяции в условиях эксперимента на 3–4 порядка в таких же пределах уменьшает органотрофию клеток.

Зависимость скорости деления водорослей от плотности популяции обратная (рис. 2). Скорость деления клеток для самых низких плотностей популяций на свету (0,15 кал·см/мин) и в темноте в 2–3 раза выше, чем для самых высоких.

Приведенные результаты заслуживают специального обсуждения. Ранее, как в наших работах (Финенко, Крупаткина, 1974), так и по дан-

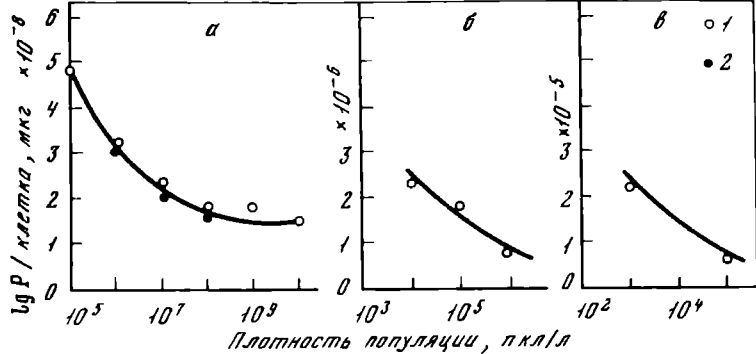


Рис. 1. Влияние плотности популяций диатомовых водорослей на содержание фосфора в клетке

а — *Scaletonema costatum*, *б* — *Chaetoceros curvisetus*, *в* — *Ditylum brightwellii*
 1 — в эксперименте, 2 — расчетным путем при делении количества потребленного фосфора на число приросших клеток

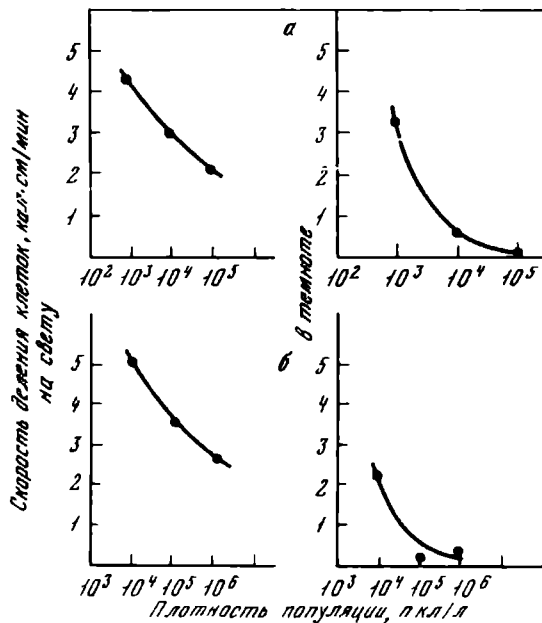


Рис. 2. Зависимость темпа деления диатомовых водорослей от плотности популяций на свету и в темноте

а — *Ditylum brightwellii*, *б* — *Chaetoceros curvisetus*

ным Фукса (Fuhs, 1969a, б), была показана прямая зависимость скорости деления планктонных водорослей от содержания фосфора в клетке. В настоящем исследовании эта зависимость была подтверждена. Новым является тот факт, что содержание фосфора в клетке и скорость деления клеток обратно пропорциональны плотности популяции. Важно, что это

воздействие плотности популяции максимально, когда интенсивность света близка к компенсационной точке, к световому насыщению фотосинтеза, и в темноте.

Обсудим влияние плотности популяции водорослей на световое насыщение фотосинтеза I_k . Было известно, что световое насыщение фотосинтеза зависит в основном от интенсивности света и условий минерального питания. Поэтому в наших опытах водоросли находились в одинаковых условиях минерального питания и освещения. Световое насыщение достигается раньше при более низких плотностях. С увеличением плотности популяции на два порядка величина I_k повышалась в 2–3 раза. Так, для *Chaetoceros curvisetus* при плотности 10^4 кл/л она составляет 0,09 кал·см²/мин. Увеличение плотности до 10^6 кл·л⁻¹ сопровождается повышением I_k до 0,18 кал·см²/мин. Для *Skeletonema costatum* I_k повышается от 0,04 до 0,17 кал·см²/мин при увеличении плотности популяции от 10^5 до 10^7 кл/л. Таким образом, влияние плотности популяций вполне очевидно.

Наконец, в наших опытах показана обратная зависимость фотосинтеза диатомовых водорослей при световом насыщении от плотности популяции. При увеличении плотности популяции на два порядка фотосинтез в расчете на клетку понижается на два-три порядка. Так, для *Ditylum brightwellii* повышение плотности популяции от 10^3 до 10^5 кл/л сопровождается понижением фотосинтеза от $4,9 \cdot 10^{-5}$ до $7,1 \cdot 10^{-7}$ мгС/л·ч. Увеличение плотности популяции *Skeletonema costatum* от 10^5 до 10^7 кл/л соответствует понижению фотосинтеза клетки от $8,7 \cdot 10^{-7}$ до $7,0 \cdot 10^{-9}$ мгС/л·ч.

Резюмируя, можно сказать, что плотность популяции одноклеточных водорослей заметно влияет на потребление фосфора и изменение основных физиологических показателей клеток. Это необходимо учитывать в экспериментальных исследованиях по физиологии одноклеточных водорослей и в работах по обмену химическими веществами между клеткой и средой.

ЛИТЕРАТУРА

- Бурлакова З.П., Лаврентьев Н.А. К вопросу о скорости оборота растворенных органических веществ в морской воде как функции плотности клеток в популяциях. — VII Всесоюз. конф. по химии моря: Тез. докл. М.: 1975, с. 60–61.
- Финенко З.З., Ланская Л.П. Рост и скорость деления водорослей в лимитированных объемах воды. — В кн.: Экологическая физиология морских планктонных водорослей. Киев: Наукова думка, 1971, с. 22–51.
- Финенко З.З., Крупаткина-Анинина Д.К. Влияние неорганического фосфора на скорость роста диатомовых водорослей. — В кн.: Биологическая продуктивность южных морей. Киев: Наукова думка, 1974, с. 120–135.
- Хайлов К.М., Монина Т.Л. Органотрофия у макрофитов как функция плотности их популяции в условиях эксперимента. Биология моря, Владивосток, 1977, № 6, с. 47–51.
- Хайлов К.М., Фирсов Ю.К. Фотосинтез и органотрофия морских макрофитов как функция индивидуального веса их талломов. Биология моря, Владивосток, 1976, № 6, с. 47–51.
- Fogg G.E., Nalewajko C., Watt W.D. Extracellular products of phytoplankton photosynthesis. — Proc. Roy. Soc. London B., 1965, vol. 162, p. 517–534.

- Fuhs G.E.* Phosphorus-limited growth of plankton diatoms. — *Verh. Intern. Limnol.*, 1969a, N 17, p. 784—786.
- Fuhs G.E.* Phosphorus content and rate of growth in the diatoms *Cyclotella nana* and *Thalassiosira fluviatilis*. — *J. Phycol.*, 1969b, N 5, p. 312—321.
- Nalewajko C.* Photosynthesis and excretion in various planktonic algae. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1966, vol. XI, N 1, p. 1—10.
- Watt W.D.* Release of dissolved organic matter from cells of phytoplankton population. — *Proc. Roy. Soc. London B*, 1966, vol. 164, p. 521—551.

Z.P. Burlakova, D.K. Krupatkina, L.A. Lanskaya, D.L. Yafarova

INFLUENCE OF MARINE UNICELLULAR ALGAE POPULATION DENSITIES ON PHOSPHORUS CONSUMPTION AND BASIC CELL PHYSIOLOGICAL INDICES

Summary

The influence of the population density on the inorganic phosphorus consumption for three Black Sea diatom algae species, as well as the basic physiological indices of unicellular algae (cell division rate, photosynthesis light saturation and photosynthesis intensity at light saturation) are discussed. The highest phosphorus values per a cell are found to be at the lowest densities. The photosynthesis light saturation is attained earlier at lower densities.

The two-fold population density growth caused the $1/k$ — value to increase by a factor of 2—3.

Л.И. РОЖАНСКАЯ, В.Н. ИВАНОВ, В.Н. ЕГОРОВ

СССР

НЕКОТОРЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ИЗВЛЕЧЕНИЯ ИЗ ВОДЫ МЕТАЛЛОВ И ИХ РАДИОНУКЛИДОВ МОРСКИМИ ОРГАНИЗМАМИ

Экспериментально показано, что отмершие организмы концентрируют радионуклиды цинка, кобальта и железа в одинаковой степени или даже интенсивнее, чем живые. Значительную роль в концентрировании играют процессы адсорбции. Демонстрируется трехкамерная модель обмена ^{65}Zn черноморской водорослью *Ulva rigida* и обсуждается зависимость интенсивности его извлечения от веса таллома и темпов роста растения.

Геохимическая деятельность живого вещества океана осуществляется через различные по механизмам и иерархии физико-химические и биологические процессы поглощения, переноса, трансформации и выведения химических элементов морской воды. "Питанием и обменом вещества организмов, их метаболизмом создаются в морской воде особые, нигде не существующие химические условия. Химия моря должна резко меняться взаимодействием между живой и мертвой материей, их совместным нахождением" (Вернадский, 1923, с. 12). Основная фаза взаимодействия воды и живого вещества — извлечение морскими организмами из окружающей среды химических веществ и элементов. Изучение механизмов накопления, кинетики поглощения и переноса гидробионтами

различных веществ важно и в связи с загрязнением морской среды. Скорости трансформации загрязнений, круговорота элементов характеризуют в конечном счете возможности самоочищения океана.

Закономерности извлечения морскими организмами металлов и их радионуклидов зависят от многочисленных физико-химических, биохимических и физиологических процессов. К физико-химическим процессам следует отнести перенос веществ к биологическим поверхностям (турбулентная диффузия), подвижность химических форм металлов, превращения элементов за счет гидролиза, комплексобразования, адсорбции и т.д. Сообщества морских организмов косвенно влияют на физико-химические превращения химических элементов в морской среде, выделяя метаболиты-комплексоны, смещая равновесие физико-химических форм элементов. Определяющими на этой фазе взаимодействия в системе вода—живое вещество являются химические свойства элементов. Более активную роль играют гидробионты в процессах хемосорбции элементов поверхностями их тканей и скелетных частей, проницаемости внешних и внутренних мембран, в биохимических реакциях активного транспорта и, безусловно, в усвоении, включении металлов в физиологически активные молекулы, структуры клеток и т.д.

Суммарный эффект извлечения из воды металлов и их радионуклидов определяется функционированием экосистем: от биологической продуктивности зависят "адсорбционная емкость" воды: количество живых организмов, органической взвеси, растворенного органического вещества, экзувий, экскретов. Некоторые элементы переходят в фазу живого вещества на время длительного геохимического цикла, другие — лишь на период репродукции вида. Трофические связи экосистем служат одним из путей миграции металлов и их радионуклидов, но, к сожалению, до настоящего времени отсутствуют данные о количественной связи основных биологических показателей (обмена, роста) с процессами концентрирования металлов.

Адсорбционный путь накопления многих радионуклидов продемонстрирован в экспериментах с ихтио- и зоопланктоном (Иванов, 1970, 1974), ракообразными (Fowler, Small, 1969), водорослями (Broda et al., 1964; Gutknecht, 1961, 1965). Вероятно, общие адсорбционные свойства гидробионтов можно объяснить отрицательным зарядом их поверхностей в морской воде (Neihor, Loeb, 1972). Ионобменные свойства наблюдаются как у живой, так и у мертвой цитоплазмы; коэффициенты накопления радионуклидов живыми организмами могут не различаться. Мертвые организмы иногда концентрируют радионуклиды даже в большей степени, чем живые. Адсорбционный путь накопления характерен для гидролизующихся многовалентных элементов, склонных к комплексобразованию, — иттрия, цезия, рутения, железа и др. Коэффициенты адсорбции, а, следовательно, и накопление могут быть весьма значительными в силу физико-химических свойств и динамики перехода одних форм радионуклидов в другие. В наших экспериментах коэффициент накопления ^{144}Ce *Undinula vulgaris* из свежеприготовленных растворов был в 15,5 раза меньше, чем из растворов с возрастом 8 суток.

Планктонные животные могут накапливать радионуклиды из воды с пищей (Иванов, 1974). Неодинаковая скорость выведения радионуклидов, накопленных из воды и усвоенных из пищи (Fowler, Small, 1967; Fowler et al., 1969, 1971), свидетельствует о различных путях усвоения и обмена.

Адсорбция на поверхности, по-видимому, является первым этапом накопления всех металлов и их радионуклидов. Следующий важный этап — диффузия ионов химических элементов или радионуклидов через клеточные мембраны. На процессы диффузии может оказывать влияние клеточный метаболизм. Связывание, депонирование элемента (либо его определенной формы) способствуют сохранению концентрационного градиента в системе среда—клетка. Цинк, например, так прочно связан в крови протеинами, что даже в водах, содержащих несколько миллиграммов цинка на 1 л, сохраняется градиент концентрации для проникновения во внутреннюю среду организма несвязанного цинка за счет неметаболических механизмов. До настоящего времени не получено достаточных доказательств, что цинк адсорбируется через жабры вследствие активного транспорта. Decapoda, вероятно, получают из морской воды больше цинка, чем необходимо, поэтому процессы удаления избытка связаны с энергетическими тратами организма, а процессы аккумуляции не связаны (Bryan, 1968). Показательны и результаты определения общего и связанного в организме цинка, коэффициент накопления которого достигает 10^4 (Поликарпов, 1964). У Sorapoda 6% общего цинка связано с ферментами и другими биологическими активными молекулами, у зуфаузид — до 10–20% (Pequegnat et al., 1969).

Вопрос о пищевом и непищевом поступлении металлов и их радионуклидов в морские организмы тесно связан с проблемами усвоения химических элементов. Радиоактивность экспериментальных животных может резко увеличиваться за счет потребления ими радиоактивного корма из среды, однако такие радионуклиды весьма быстро выводятся. В кратковременных (несколько суток) экспериментах накопление радиоактивных марганца, кобальта, цинка, рутения, церия и железа в основном из воды происходит за счет адсорбции (Иванов, 1974). В то же время имеются данные, что после аккумуляции радиоцинка из пищи (меченые в течение 48 ч науплии *Artemia*) период полувыведения составлял 140 дней (Fowler et al., 1975). Если животные накапливали радиоактивный цинк из воды, то с каждой линькой они теряли в среднем 18% общей радиоактивности (Fowler, Small, 1967; Fowler et al., 1969). Если ^{65}Zn поступает с пищей, то зуфаузиды, линяя, теряли 10% радиоактивности (Fowler, Small, 1971). Сравнительный анализ результатов экспериментов с ^{65}Zn и ^{141}Ce свидетельствует о различной усвояемости этих элементов.

Извлечение металлов и их радионуклидов гидробионтами — процесс динамический. Параллельно с аккумуляцией элемент выводится из организма. Скорости накопления и выведения определяют величину потока (обмена) металлов или их радионуклидов на единицу биомассы. Его возможно оценить, сочетая экспериментальное изучение кинетики обмена химического элемента (радионуклида) с математическим моде-

лировании. Адекватность модели экспериментальным данным позволяет использовать параметры этой модели в качестве показателей обменной способности гидробионта и изучать динамику извлечения и круговорота элементов в морской среде.

При изучении обмена ^{65}Zn черноморской водорослью *Ulva rigida* нами использована трехкамерная модель, одна из камер которой соответствовала радиоактивности в среде, а две другие — в водоросли. Описание процесса накопления двухэкспоненциальной функцией позволило предположить существование по крайней мере двух фондов, обменивающих радиоактивный цинк с различными скоростями. Эти фонды могут соответствовать различным физико-химическим формам ^{65}Zn , структурным особенностям водоросли или различным метаболическим процессам, ответственным за накопление и выведение радионуклида.

Эксперимент и его моделирование показали хорошее совпадение. С учетом результатов определения стабильного цинка в воде и в водорослях рассчитаны константы скоростей обмена в различные сезоны: зимой они составляли 21,3 единицы концентрации цинка на единицу веса водоросли в час, а в весенне-летний период — 40–50 единиц/ч. На глубинах 1–10 м в зоне обитания водоросли период круговорота цинка изменяется от 21 до 2 суток.

Мы полагаем, что кинетические закономерности могут быть использованы для изучения физико-химических и физиологических механизмов обмена химических элементов и для оценки роли гидробионтов в формировании свойств воды.

ЛИТЕРАТУРА

- Вернадский В.И. Живое вещество в химии моря. Пг.: Научн. хим-технич. изд-во, 1923. 36 с.
- Иванов В.Н. Накопление радионуклидов икрой и предличинками черноморских рыб. — В кн.: Морская радиоэкология. Киев: Наукова думка, 1970, с. 121–129.
- Иванов В.Н. Накопление Mn^{54} , Fe^{59} , Co^{60} , Zn^{65} , Ru^{106} , Cs^{144} океаническим зоопланктоном. — В кн.: Хеморадиоэкология пелагиали и бентали. Киев: Наукова думка, 1974, с. 211–247.
- Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. М.: Атомиздат, 1964. 294 с.
- Broda E., Dresser H., Findenag G. Wirkung von Dinitrophenol, Acid, und Anerobie auf die Zinkaufnahme durch Algen. — *Naturwissenschaften*, 1964, N 61, S. 361–362.
- Bryan G.W. Concentration of zinc and copper in the tissues of decapod crustaceans. — *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 1968, vol. 48, N 2, p. 303–323.
- Gutknecht J. Mechanism of radioactive zinc uptake by *Ulva lactuca*. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1961, vol. 6, N 4, p. 426–431.
- Gutknecht J. Uptake and retention of Cs^{137} and Zn^{65} by seaweeds. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1965, vol. 10, N 1, p. 58–66.
- Fowler S.W., Small L.F. Moulting of *Eufausia pacifica* as a possible mechanism for vertical transport of zinc-65 in the sea. — *J. Oceanogr. and Limnol.*, 1967, N 1, p. 237–245.
- Fowler S.W., Small L.F., Dean J.M. Metabolism of Zn^{65} in Euphausiids. — *Symp. Radioecol. Michigan*, Ann Arbor, 1969, p. 399–411.
- Fowler S.W., Small L.F., Dean J.M. Experimental studies on elimination of zinc-65, cesium-137, and cerium-144 by euphausiids. — *Mar. Biol.*, 1971, vol. 8, N 3, p. 224–231.
- Neihor R.A., Loeb G.J. The surface charge of particulate matter in seawater. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1972, vol. 17, N 1, p. 7–16.
- Pequegnat J.S., Fowler S.W., Small L.F. Estimates of marine organisms. — *J. Fish. Res. Board Canada*, 1969, vol. 26, N 1, p. 145–150.

SOME LAWS GOVERNING THE EXTRACTION OF METALS AND THEIR RADIONUCLIDES FROM WATER BY MARINE ORGANISMS

Summary

The laws governing the extraction of metals and their radionuclides by hydrobionts from water can be attributed to the physico-chemical behaviour of chemical elements in the marine environment, to the different routes of uptake through organisms and the mechanism of assimilation of matter by hydrobionts and to ecosystem functioning.

Accumulation rates and excretion of chemical substances from the organisms determine the value of metal or radionuclide flux (exchange) per unit of biomass. Kinetic laws governing radionuclide exchange can be used for the study of physico-chemical and physiological mechanisms of chemical elemental exchange and for the estimation of the part played by hydrobionts in the assessment of water quality.

А.М. МАКАРЫЧЕВА, Н.К. ХРИСТОФОРОВА

СССР

ИЗВЛЕЧЕНИЕ ИОНОВ МЕДИ ИЗ ВОДЫ РАКООБРАЗНЫМ ARTEMIA SALINA

Определены пределы накопления меди личинками и половозрелыми особями *Artemia salina* в зависимости от концентрации элемента во внешней среде. Акклимация к концентрациям металла 0,025—0,1 мг/л увеличивает коэффициент его накопления до 1,5 раза, однако дальнейший рост концентрации ведет к уменьшению относительного количества меди в животном и его гибели.

Несмотря на большое число работ об адсорбции, накоплении и выделении тяжелых металлов морскими организмами при различных концентрациях в водной среде (Bryan, 1971), динамика накопления элементов при резком возрастании их содержания в среде изучена недостаточно.

Авторы исследовали накопление меди ракообразным *Artemia salina* в среде с повышенной концентрацией этого элемента на половозрелых особях, культивируемых в лабораторных условиях в морской воде соленостью 50‰, при 26°C, в течение двух лет, с содержанием меди 0,02 мг/л. Лабораторная культура была взята за контрольную. Подопытные артемии содержались в стаканах с добавкой хлорной меди до 0,1, 0,5 и 1,0 мг/л. Каждый 12 ч в течение двух суток из всех стаканов извлекали по 10 особей для определения в них количества меди колориметрическим методом (Бусев, Немодрук, 1967).

В другой серии экспериментов артемии предварительно содержались в среде с концентрацией меди 0,1 мг/л в течение трех суток. Затем их переносили в среду с большей концентрацией (0,5 мг/л) и через каждые 12 ч отбирали по 10 особей для анализа.

При концентрации меди в среде 0,1 мг/л количество ее в артемиях через 48 ч увеличивалось в 2 раза по сравнению с контрольными животными.

Cu / вес, мг/г

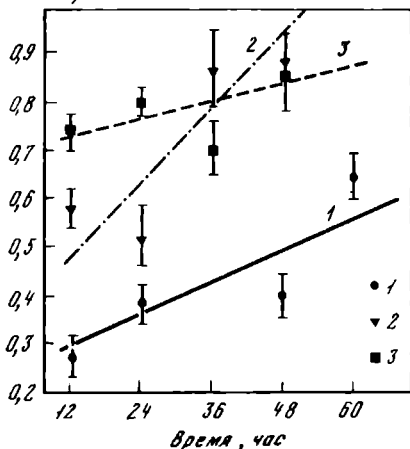


Рис. 1. Накопление меди артемиями в разных средах

1 — содержание меди в среде 0,1 мг/л; 2 — в среде 0,5 мг/л; 3 — 1,0 мг/л; вертикальные линии отражают величину разброса значений

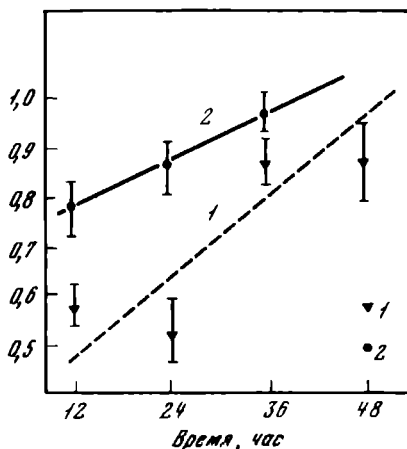


Рис. 2. Накопление меди артемиями после акклимации в среде с повышенным содержанием этого металла

1 — контроль; 2 — после выдерживания в среде с содержанием меди 0,1 мг/л; вертикальные линии отражают величину разброса значений

ми. При концентрации 0,5 мг/л содержание меди у особей за такое же время экспозиции возросло в 4 раза. При более высокой концентрации (1,0 мг/л) в первый момент происходит быстрое накопление металла артемиями. Затем оно замедляется, и при длительной экспозиции животные накапливают металла столько же, сколько и в среде с концентрацией меди 0,5 мг/л (рис. 1). Очевидно, скорость извлечения меди из воды артемиями зависит как от концентрации металла в среде, так и от уровня содержания его в животных. Насыщение организмов медью снижает скорость ее накопления.

Также дифференцированно медь извлекается из среды на личиночной стадии. Опыты с личинками производились на молоди 5–6 дневного возраста. При концентрации меди 0,5 мг/л личинка накапливают металла в 2 раза больше, чем личинки, выросшие в среде с содержанием меди 0,1 мг/л. Концентрации меди на единицу веса в организмах личиночной стадии больше, чем у взрослых, в 4 раза. Возможно, это вызвано более интенсивным синтезом ДНК, которая, по некоторым данным (Frieden, Alles, 1958; Захаренко, Мошковский, 1966), связывает медь.

При концентрации меди 1,0 мг/л до 50% взрослых животных погибало через трое суток; вылупившиеся личинки погибали через 2–3 суток. При меньших дозах меди в среде количество погибших животных почти не отличалось от контрольного.

Артемии, предварительно выдержанные в воде с концентрацией меди 0,1 мг/л, при переносе в среду с более высоким содержанием металла

(0,5 мг/л) накапливают его в больших количествах, чем контрольные животные, помещенные в те же условия (рис. 2). Этим, возможно, объясняется повышение устойчивости артемии к загрязнению среды медью при акклимации (Saliba, Ahsanullah, 1971).

ЛИТЕРАТУРА

- Бусев А.Н., Немодрук А.А. Фотометрическое определение меди с диэтилентioфосфатом никеля — Почвоведение, 1967, № 1, с. 110—111.
- Захаренко Е.Т., Мошковский Ю.Ш. Связывание ионов меди и кадмия дезоксирибонуклеиновой кислотой и продуктами ее дегидратации. — Биофизика, 1966, т. 11, вып. 6, с. 945.
- Bryan G.W. The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine animals. — Proc. Roy. Soc. London B, 1971, vol. 177, p. 389—410.
- Frieden E., Alles G. Subtle interactions of cupric ion with nucleic acid and components. — J. Biol. Chem., 1958, p. 797—804.
- Saliba L.J., Ahsanullah M. Acclimation and tolerance of *Artemia salina* and *Ophryotrocha labronica* to cooper-sulfate. — Mar. Biol., 1971, N 23, p. 279—302.

A.M. Makarycheva, N.K. Khristophorova

AN EXTRACTION OF SOME COPPER IONS FROM SEA WATER BY THE CRUSTACEAN ARTEMIA SALINA

Summary

Dynamics of the copper accumulation by the crustacean *Artemia salina* was studied for the first two days of its cultivation in the water with the increased copper concentration. Investigations have been carried out on the sexually mature specimens, cultivated for two years under laboratory conditions at 26°C in sea water, evaporated up to 50% with the copper content of about 0,02 mg/l.

The dynamics of the copper accumulation in the organism for the first three days in the medium with the metal content of 0,1 mg/l (circles, line), 0,5 mg/l (triangles, dotted line), 1,0 mg/l (squares, line in dashes) is shown in the fig. 1. As can be seen at the copper content of 1,0 mg/l, its concentration in the organism increased 2-times within 48 hours as compared with that in the animals, cultivated in the control medium.

At the increase of copper concentration in the medium up to 1,0 mg/l the rapid accumulation of the metal content in the organism takes place at first. It is then showed down so that at the longest exposures the animals accumulate the same amount of copper as in the medium with the copper content of 0,5 mg/l.

The rate of the copper extraction from sea water by these animals increases up to a definite metal concentration in the environment. The heavier pollution decreases the rate of the copper extraction by this animal.

The copper is extracted from the medium by crustacean larvae at the copper concentration of 0,5 mg/l, the larvae accumulate the metal twice as much as the larvae, grown in the medium with the copper content of 0,1 mg/l: The copper concentration in larvae (per weight unit) is 4 times more than that in adults. This may be accounted for by more intensive synthesis of DNA, which (as was shown by some authors) binds copper.

50% of animals die in three days at the copper concentration of 0,1 mg/l, all larvae hatched in this medium die within 2—3 days. At lesser copper concentration in the medium the mortality of animals does not differ from that in the control medium.

Consequently, at the lethal metal concentrations its rate of extraction from the medium by these animals decreases.

Artemia preliminary cultivated in the medium with the copper concentration of 0,1 mg/l, when transferred in the medium with the more increased metal content (0,5 mg/l), accumulates more metal than the control animals in the same medium.

МИГРАЦИЯ ФИЗИОЛОГИЧЕСКИ ВАЖНЫХ МЕТАЛЛОВ МЕЖДУ МОРСКИМИ ЗВЕЗДАМИ, МОЛЛЮСКАМИ И ВОДОЙ ЯПОНСКОГО МОРЯ

Показано, что коэффициенты накопления поливалентных металлов в отдельных органах моллюсков составляют 10^2 – 10^5 , в органах морских звезд — 10^1 – 10^4 . Для каждого вида характерны свои спектры и максимумы содержания металлов в определенных органах.

Биогеохимические миграции, концентрирование микроэлементов организмами и, как следствие, выделения в водную среду в формах, изменяющих ее физико-химические свойства, представляют интерес для физиологов и экологов с точки зрения воздействия живого вещества на водную

Таблица 1

Содержание металлов в отдельных органах моллюсков и морской воде,

Вид	Орган	Концентрация металлов, $\mu 10^{-3} \%$			
		Ti	V	Cr	Mn
Macra sulcataria	Мышкул	—	0,8	—	0,7
	Мантия	—	0,6	—	3,9
	Жабры	0,7	Следы	0,7	0,4
	Печень	21,1	4,3	Следы	2,9
Grenomytilus grayanus	Мышкул	—	0,1	—	0,4
	Мантия	—	1,2	—	0,3
	Жабры	1,0	—	0,8	1,3
	Печень	3,1	21,0	0,1	2,3
	Гонады	—	—	—	0,5
Mercenaria stimposini	Почки	8,8	—	10^{-1}	0,1
	Мышкул	—	0,8	—	0,4
	Мантия	—	0,4	—	0,3
	Жабры	0,1	—	0,8	0,6
	Печень	2,7	16,2	Следы	2,1
Patinopecten yessoensis	Гонады	—	—	—	1,2
	Мышкул	—	0,8	—	0,6
	Мантия	—	Следы	—	0,3
	Жабры	0,6	—	0,7	4,4
	Печень	0,5	6,4	—	0,3
	Гонады	—	—	—	0,4
		$1,0 \cdot 10^{-4} *$	$4,4 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-5} *$	$6,4 \cdot 10^{-4}$

* По А.П. Виноградову (1967).

П р и м е ч а н и е. Здесь в табл. 2 прочерк — определения не производились.

среду. Эти вопросы рассматривались неоднократно (Vinogradov, 1953; Поликарпов, 1964; Ковальский, Резаева, 1964; Хитров, Холина, 1974).

Физиологически важные поливалентные металлы четвертой группы периодической системы элементов Д.И. Менделеева входят в состав ферментов, витаминов, пигментов крови, образуют соединения с белками и нуклеиновыми кислотами. Благодаря переменной валентности они участвуют в реакциях окисления—восстановления, связанных с переносом электронов и водорода (Бойченко, 1963; 1975; Чернавина, 1970; Северин и др., 1970; Грин, 1972; Школьник, 1974).

Нами исследовалось содержание металлов с переменной валентностью: Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Mo и двухвалентного Zn в отдельных органах двустворчатых моллюсков (*Macra sulcataria*, *Grenomytilus grayanus*, *Mercenaria stimpsoni*, *Patinopecten yessoensis*, и морских звезд, (*Asterias amurensis*, *A. Argonauta*, *A. rollestoni*, *Distolasterias nipon*), обитающих на литорали и сублиторали залива Восток в Японском море.

Из собранных в августе—сентябре 1972 г. звезд были выделены: аборальная и оральная стороны, амбулакральные пластины и ножки, перитонийный эпителий, печень, желудок и гонады; из моллюсков — пе-

% на сухой вес

Концентрация металлов, μ 10 ⁻³ %						
	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Mo
	6,4	—	0,3	0,5	—	0,1
	5,1	—	0,3	1,3	0,6	0,7
	3,4	0,4	0,4	9,3	4,0	5,4
	6,1	2,9	1,5	5,0	3,3	1,5
	0,2	—	—	1,0	—	0,1
	9,2	—	0,2	1,0	Следы	0,6
	6,4	0,7	0,6	17,3	5,8	1,3
	9,6	1,2	1,1	5,6	45,0	1,8
	5,0	—	—	8,4	—	—
	2,3	12,8	21,0	32,0	8,0	7,8
	4,3	—	Следы	0,3	—	Следы
	3,6	—	0,4	1,2	0,8	0,5
	4,5	2,4	0,3	9,8	7,1	0,9
	6,5	0,5	1,2	3,7	5,2	1,1
	7,0	0,1	0,5	2,3	—	—
	3,1	—	—	0,2	—	—
	1,2	—	0,4	0,6	7,8	0,5
	2,4	0,3	1,6	5,5	39,0	0,7
	5,7	Следы	0,5	6,4	20,2	0,6
	6,0	—	0,7	20,2	—	1,1
	37,5·10 ⁻³	5,0·10 ⁻⁴	4,2·10 ⁻⁴	2,5·10 ⁻⁴	66,6·10 ⁻⁴	11,0·10 ⁻⁴

Таблица 2

Содержание металлов в отдельных органах и покровах морских звезд.

Вид	Органы и покровы	V, $n \cdot 10^{-4}$	Cr, $n \cdot 10^{-3}$	Mn, $n \cdot 10^{-4}$
Asterias amurens	Аборальная сторона	Не обн.	—	3,4
	Оральная сторона	То же	—	5,9
	Амбулакральные пластинки	"	—	5,2
	Амбулакральные ножки	Следы	—	3,5
	Перитонийный эпителий	7,3	0,8	2,5
	Печень	5,8	0,7	2,6
	Желудок	6,8	1,5	7,4
	Гонады	Следы	Не обн.	29,0
A. argonauta	Аборальная сторона	Не обн.	—	7,7
	Оральная сторона	То же	—	0,3
	Амбулакральные пластинки	"	—	3,4
A. argonauta	Амбулакральные ножки	Не обн.	0,5	1,0
	Перитонийный эпителий	8,5	0,6	1,0
	Гонады	Следы	Не обн.	5,1
A. rollestoni	Аборальная сторона	Не обн.	—	0,3
	Оральная сторона	То же	—	0,2
	Амбулакральные пластинки	"	—	0,3
	Печень	5,6	2,4	0,8
	Желудок	6,1	0,8	3,8
	Гонады	Следы	Не обн.	13,8
Distolasterias nipon	Аборальная сторона	Не обн.	—	6,7
	Оральная сторона	То же	—	6,1
	Амбулакральные пластинки	"	—	7,7
	Амбулакральные ножки	"	0,5	1,0
	Перитонийный эпителий	8,8	4,1	3,5
	Печень	6,2	2,4	0,8

редний и задний мускулы, мантия, жабры, печень, гонады; у мидии также кеберов орган (почки).

Пробы высушены в стеклянных бюксах при $+105^{\circ}\text{C}$. Микроэлементы определяли методом эмиссионного спектрального анализа без предварительного озоления образцов. Содержание металлов в верхних покровах морских звезд определяли методом трех эталонов с экспериментально подобранной искусственной основой, состоящей (в %) из: CaCO_3 — 69,5, CaSO_4 — 13, NaH_2PO_4 — 2, KCl — 0,5, MgCO_3 — 15 и глюкозы 5. Однако дальнейшие определения проводили методом добавок, так как подбор искусственной основы для внутренних органов ввиду их неоднородного химического состава и небольшого количества исследуемых металлов затруднителен. Для повышения чувствительности определения

Fe, $n \cdot 10^{-3}$	Co, $n \cdot 10^{-5}$	Ni, $n \cdot 10^{-4}$	Cu, $n \cdot 10^{-3}$	Zn, $n \cdot 10^{-3}$	Mo, $n \cdot 10^{-4}$
2,6	Не обн.	0,2	0,7	—	0,8
3,0	То же	0,8	0,5	—	0,8
0,3	"	0,4	2,0	—	2,0
0,7	—	Не обн.	0,5	0,1	Не обн.
0,9	—	7,6	4,3	—	Следы
6,1	—	Не обн.	10,1	6,4	3,3
2,7	—	5,3	5,1	6,1	3,7
1,2	—	Не обн.	2,4	0,5	Следы
0,9	1,7	0,1	0,5	—	0,8
3,5	1,8	0,1	3,9	—	0,7
0,7	0,1	4,1	0,2	—	1,2
0,2	—	Следы	0,4	Следы	Не обн.
0,2	—	3,0	2,8	—	2,8
0,5	—	Не обн.	0,9	2,1	Следы
21,0	Не обн.	0,5	3,2	—	7,2
0,7	0,8	0,4	2,9	—	6,8
1,5	Не обн.	0,5	0,2	—	8,0
1,9	—	6,5	2,7	7,1	2,9
0,8	—	5,2	5,1	3,4	3,5
7,2	1,9	0,1	3,1	—	0,7
0,1	1,6	0,1	0,5	—	0,8
7,3	1,9	1,1	1,9	—	1,4
8,2	—	Не обн.	0,1	Следы	Не обн.
0,4	—	9,9	20,7	—	0,3
1,9	—	6,5	10,0	19,0	Не обн.
3,7	—	Следы	4,6	50,1	Следы

V, Cr, Ni, Zn, Mo была введена смесь окиси алюминия с хлористым серебром.

Анализ проведен на спектрографе PGS-2, коэффициент вариации метода $\pm 5-20\%$. Аналитические линии ($\text{в } \text{\AA}$): Mn — 2801,06, Cr — 3014,76, Fe — 3020,64, Ni — 3050,8 и 3414,77, Mo — 3170,35, V — 3183,98, Cu — 3273,96, Co — 3453,51.

Коэффициенты накопления металлов в органах моллюсков составляют 10^2-10^5 (табл. 1), в органах морских звезд — 10^1-10^4 (табл. 2): более высокое содержание металлов в моллюсках можно объяснить способом их питания (исследованные виды моллюсков — фильтраторы, а морские звезды — хищники). Обе группы беспозвоночных концентрируют сильнее Cu, Zn, Fe и Mn.

Следует отметить избирательное накопление металлов печенью, жабрами, гонадами и кеберовым органом моллюсков, печенью, гонадами, желудком и перитониальным эпителием морских звезд. Печень моллюсков концентрирует V, Zn, Cu, Ti, Fe, Mn, Mo, Ni; жабры — Zn, Cu, Fe, Mn, Mo, Cr, Ni, Co; кеберов орган мидии в исключительно высокой степени концентрирует Cr, Cu, Ni.

Ранее Брукс и Рамсби (Brooks, Rumsby, 1965) показали предпочтительную концентрацию элементов определенными органами двусторчатых моллюсков Новой Зеландии и различных диапазон концентрации одними и теми же органами гребешка, устрицы и мидии. Так, жабры устриц и кишечник гребешка значительно концентрируют медь, марганец накапливается в его почках, кишечнике и жабрах. Раковины гребешка, устриц и мидий в больших количествах содержат ванадий. Жабры и мантия устрию Японского моря накапливают медь и цинк (Ikuta, 1968).

При исследовании распределения железа в тканях некоторых двусторчатых моллюсков обнаружено его наибольшее содержание в пищеварительном дивертикуле и жабрах (Krishnamurthy, 1969). При поглощении из морской воды ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{58}Co и ^{59}Fe различными тканями *Mytilus edulis* наибольшей способностью к накоплению этих радионуклидов обладают желудок и пищеварительная железа (Pentreath, 1973). Показано избирательное концентрирование стабильного и радиоактивного марганца различными органами моллюска *Lamellidens marginalis* (Patel, Doshi, 1971). Самое высокое их содержание в лабиальных щупиках, затем в жабрах, мантии, внутренних органах, в запирательном мускуле, ноге. В лабиальных щупиках отмечены также наибольшие концентрации Zn, Cu, Fe, Cr и Ca.

Изучая накопление марганца, кобальта, меди и железа различными органами пресноводных моллюсков в условиях аквариума, Шахмаев (1973) показал, что Mn, Co и Cu накапливаются главным образом в жабрах, мантии и ноге. Шульц-Бальдес (Schulz-Baldes, 1973), рассматривая мидии как индикатор накопления свинца в эстуарии, установил, что особенно высока концентрация Pb в почках, тканях пищеварительной системы и мускуле-аддукторе, низка — в ноге, жабрах, мантии и гонадах.

Для каждого вида моллюсков характерны свои спектры и максимумы содержания металлов в определенных органах. Так, для *P. yessoensis* характерно повышенное (на порядок) содержание: Zn в жабрах ($39,0 \cdot 10^{-3}\%$), и печени ($20,2 \cdot 10^{-3}\%$), Cu в гонадах ($20,2 \cdot 10^{-3}\%$); для *G. grayanus* — повышенное содержание в печени V — $21,0 \cdot 10^{-3}\%$, Zn — $45,0 \cdot 10^{-3}\%$, а в жабрах — Cu — $17,3 \cdot 10^{-3}\%$. В печени *M. sulcataria* содержится $21,1 \cdot 10^{-3}\%$ Ti; в печени *M. stimpsoni* — $16,2 \cdot 10^{-3}\%$ V.

Нами обнаружено также избирательное накопление металлов органами морских звезд. Так, печень морских звезд, подобно печени моллюсков, является наиболее концентрирующим органом. В ней накапливаются Cu, Zn, Fe, Cr, V и в меньшей степени Mo, Mn, Ni. Эти же металлы концентрируются в желудке *A. amurensis* и *A. rollestoni*. Перитониальный эпите-

лий концентрирует Cu, Fe, Ni и V. Аборальной стороны звезд накапливается главным образом Fe. В связи с этим представляет интерес сообщение о выделении из покровов морских звезд пигментов, содержащих железо (Vinogradov, 1953).

Степень концентрирования металлов отдельными органами морских звезд также зависит от вида. Для *D. pipon* характерно высокое содержание Zn в гонадах ($5,0 \cdot 10^{-2}\%$) и печени и ($19,0 \cdot 10^{-3}\%$), а Cu — в перитонииальном эпителии ($20,7 \cdot 10^{-3}\%$). *A. rollestoni* концентрирует в абсоральной стороне Fe ($21,0 \cdot 10^{-3}\%$) и Mo ($7,2 \cdot 10^{-4}\%$); *A. amurensis* — Mn в гонадах — $29,0 \cdot 10^{-4}\%$, что значительно выше, чем в гонадах и других органах остальных видов звезд. Из исследованных видов звезд лучший концентратор — *D. pipon*; в ее органах содержатся максимальные количества V, Cr, Co, Ni, Cu и Zn.

Исследование концентрирования металлов отдельными органами позволяет подойти к изучению физиологической роли и форм нахождения металлосодержащих соединений.

ЛИТЕРАТУРА

- Бойченко Е.А. Роль металлоферментов в переносе электронов в живых клетках. — В кн.: Микроэлементы в сельском хозяйстве и медицине. Киев: Гос. изд-во с.-х. лит. УССР, 1963, вып. 44, с. 44—50.
- Бойченко Е.А. Участие соединений металлов в эволюции растений биосферы: XII Междунар. ботанический конгр.: Тез. докл. Л.: Наука, с. 23.
- Виноградов А.П. Введение в геохимию океана. М.: Наука, 1967. 215 с.
- Грин М. Металлорганические соединения переходных элементов. М.: Мир, 1972. 456 с.
- Ковальский В.В., Резаева Л.Т. К вопросу о дыхательной функции ванадиевого соединения клеток крови *Aspidiella aspersa*. — Журн. общ. биол., 1964, XXV, № 5, с. 339—347.
- Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. М.: Атомиздат, 1964. 296 с.
- Северин С.Е., Филиппов Н.П., Кочетков Г.А. Металлоэнзимы. — Усп. соврем. биол., 1970, вып. 69, с. 241—260.
- Хитров Л.М., Холина Ю.Б. Физико-химическое состояние радиомарганца в океанской воде и накопление его гидробионтами. — В кн.: Формы элементов и радионуклидов в морской воде. М.: Наука, 1974, с. 76—80.
- Чернавина И.А. Физиология и биохимия микроэлементов. М.: Высшая школа, 1970. 283 с.
- Школьник М.Я. Микроэлементы в жизни растений. Л.: Наука, 1974. 324 с.
- Шахмаев Н.К. Пресноводные моллюски как биоиндикаторы и концентраторы марганца, кобальта, меди и железа. — В кн.: Водоемы Сибири и перспективы их рыбохозяйственного использования. Томск: Изд-во Томск. ун-та, 1973, с. 217—218.
- Brooks R.R., Burnsby M.G. The biogeochemistry of trace element uptake by some New Zealand bivalves. — Limnol. and Oceanogr., 1965, vol. 10, N 4, 521, p. 521—527.
- Ikuta K. Studies on accumulation of heavy metals in aquatic organisms — III. On accumulation of copper and zinc in the parts of oysters. — Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 1968, vol. 34, N 2, p. 117—122.
- Krishnamurthy S. Distribution of iron in the tissues of some bivalve molluscs. — Proc. Indian Acad. Sci., 1969, vol. 70, N 4 (187), p. 187—191.
- Patel B., Doshi G.R. *Pemellidens marginalis* (Lamarck) as indicator of ^{54}Mn . — Arch. oceanogr. et limnol., 1971, vol. 17, N 1 (27), p. 27—42.
- Pentreath R.J. The accumulation from water of ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{58}Co and ^{59}Fe the mussel, *Mytilus edulis*. — J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 1973, vol. 53, N 1 (127), p. 127—143.

Schulz-Baldes M. Die Miesmuschel *Mytilus edulis* als Indikator für die Bleikonzentration im Weserästuar and in der Deutschen Bucht. — Mar. Biol., 1973, Bd. 21, N 2 (98), S. 98—102.

Vinogradov A.P. The elementary chemical composition of marine organisms. — Mem. Sears Foundation Mar. Res. New Haven: Yale Univ., 1953. 647 p.

N.N. Beltcheva, G.N. Saenko, T.A. Biryukova,
N.A. Sinkov

**PHYSIOLOGICALLY IMPORTANT METALS:
MIGRATIONS BETWEEN STARFISHES MOLLUSCS
AND THE WATERS OF THE SEA OF JAPAN**

Summary

Emission spectre analysis was used to determine the metals: Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn and Mo without preashing the specimens in different organs for four species of bivalve molluscs and for four species of starfishes. The metal content in molluscs organs is n. $10^{-3}\%$, that is an order or two higher than in starfish organs. Both starfish and molluscs concentrate mainly the following metals: Cu, Zn, Fe and Mn. Especially noteworthy is the accumulation of metals by the liver, gills, gonads and Keber's organ in molluscs, and by the liver, gonads, stomach and peritoneal epithelium in starfishes. The concentration of metals by individual organs is specific to the species, that is, each species has its own spectrum and highest content maximums of certain metals in definite organs.

Н.И. БУЯНОВ, М.И. ЛАПТЕВ, Н.М. ОСКОЛКОВА

СССР

**ИЗВЛЕЧЕНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs ГИДРОБИОНТАМИ
РАЗЛИЧНЫХ ТРОФИЧЕСКИХ УРОВНЕЙ
ПРЕСНОВОДНЫХ СЛАБОМИНЕРАЛИЗОВАННЫХ ВОДОЕМОВ**

Найдено, что концентрация ^{137}Cs возрастает в ряду: зоопланктон < ряпушка < сиг < налим < щука < окунь. Самая низкая концентрация ^{90}Sr — в зоопланктоне, самая высокая — в сигах. Для природных водоемов с высоким содержанием радиоизотопов в кормовых организмах (коэффициенты накопления 500—1000) авторы предлагают выражать способность гидробионтов накапливать радионуклиды относительно не только воды, но и корма.

Одна из основных задач пресноводной радиоэкологии — изучить накопление изотопов организмами и распределение этих изотопов среди компонентов водоема (Куликов, 1971). Причиной накопления радионуклидов водными организмами может служить высокая удельная концентрация радионуклида в среде по отношению к концентрации в его неизотопном или изотопном носителе (Флейшман, 1971). Поэтому изучение поведения искусственных радиоизотопов в слабоминерализованных водоемах представляет определенный интерес.

Таблица 1

Концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в пкюри/кг в зоопланктоне и рыбах слабоминерализованных водоемов

Водоем	Объект	^{137}Cs			^{90}Sr		
		мыш- цы	кости	в ор- ганиз- ме в целом	мыш- цы	кости	в ор- ганиз- ме в целом
Верхнетуломс- кое водохра- нилище	Зоопланктон	—	—	320	—	—	70
	<i>Coregonus albula</i>	—	—	380	—	—	320
	<i>Coregonus lavaretus</i>	450	590	430	100	5950	1400
	<i>Esox lucius</i>	1600	1450	1340	104	3200	800
	<i>Lota lota</i>	1640	950	1220	140	5900	890
	<i>Perca fluviatilis</i>	2000	2200	1460	190	3160	1400
Серебрянское водохранили- ще	Зоопланктон	—	—	590	—	—	140
	<i>Coregonus albula</i>	—	—	670	—	—	690
	<i>Coregonus lavaretus</i>	1000	750	860	310	5400	1370
	<i>Esox lucius</i>	1200	1100	980	160	4900	675
оз. Ловозеро	Зоопланктон	—	—	280	—	—	320
	<i>Coregonus albula</i>	—	—	390	—	—	420
	<i>Coregonus lavaretus</i>	480	530	430	160	7600	1600
	<i>Esox lucius</i>	3160	610	2400	360	5500	1300
	<i>Perca fluviatilis</i>	5700	430	4000	270	5860	1460

Согласно классификации И.В. Баранова (1961), по степени минерализации водоемы Кольского пояуострова занимают одно из последних мест в Европе. Содержание минеральных веществ в них составляет 20—30 мг/л. Содержание калия в воде — 0,5—0,6 мг/л, стронция — 3,6 мкг/л.

В условиях низкой минерализации воды гидробионты вынуждены концентрировать из воды химические элементы во много раз выше концентрации этих элементов в окружающей среде. Автотрофные водные организмы, как известно, накапливают все вещества непосредственно из воды. Для рыб — ихтиофагов и планктофагов — большее значение в извлечении химических элементов из водоема имеет, вероятно, корм. Потребляя большое количество гидробионтов, стоящих на более низких ступенях экологической лестницы и накопивших химических элементов во много раз больше, чем накопила вода, рыбы с кормом поглощают из водоема значительную часть необходимых им веществ. Из-за весьма скудного видового состава гидробионтов спектр питания рыб в водоемах Кольского полуострова довольно узок — три-четыре вида организмов.

В.А. Неличик (1973) отмечает, что основным пищевым компонентом налима *Lota lota* L. служат ряпушка *Coregonus albula* L. 75—84% и сиг *Coregonus lavaretus* L. — до 13%. На долю окуня *Perca fluviatilis* L. при-

Таблица 2

Отношение концентраций ОК ^{137}Cs и ^{90}Sr планктонных организмов и рыб

Объект	Тро- фичес- кий уро- вень	Верхнетуломское водохранилище		Серебрянское водохранилище		оз. Ловозеро	
		организм	организм	организм	организм	организм	организм
		корм	вода	корм	вода	корм	вода
^{137}Cs							
Фитопланктон	1	7	7	7	7	7	7
Зоопланктон	2	127	890	210	1500	13	930
<i>Coregonus albula</i>	3-4	1,2	1050	1,1	1700	1,4	1300
<i>Coregonus lavaretus</i>	3-4	2,7	1200	4,3	2100	2,1	1400
<i>Esox lucius</i>	4-5	2,8	3700	1,3	2450	3,7	8000
<i>Lota lota</i>	4-5	2,6	3400	—	—	—	—
<i>Perca fluviatilis</i>	4-5	?	4000	—	—	?	13000
^{90}Sr							
Фитопланктон	1	10	10	10	10	10	10
Зоопланктон	2	15,5	155	41	410	42	420
<i>Coregonus albula</i>	3-4	4,6	710	4,9	2000	1,3	550
<i>Coregonus lavaretus</i>	3-4	0,65	3150	0,62	4000	0,73	2100
<i>Esox lucius</i>	4-5	1,5	1890	9,87	2000	2,2	1900
<i>Lota lota</i>	4-5	1,65	2000	—	—	—	—
<i>Perca fluviatilis</i>	4-5	?	3100	?	—	?	2000

ходится около 7%. В рационе налима *Lota lota* L. бентосные организмы занимают не более 1%. Спектр питания щуки *Esox lucius* L. незначительно отличается от спектра питания налима *Lota lota* L.

Исследования концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в некоторых видах рыб пресноводных водоемов Кольского полуострова с очень низкой минерализацией позволяют проследить миграцию радиоизотопов по пищевой цепочке. Учитывая, что основным компонентом пищи ряпушки *Coregonus albula* L. служит зоопланктон, мы определили концентрацию радиоизотопов в этом звене пищевой цепи.

В исследованных водоемах самая низкая концентрация ^{137}Cs отмечена в зоопланктоне, затем в порядке возрастания следуют ряпушка, сиг, налим, щука, окунь. Самая низкая концентрация ^{90}Sr также отмечена в зоопланктоне, в ряпушке она несколько выше. Самый высокий уровень ^{90}Sr отмечен в сиге *Coregonus lavaretus* (табл. 1), и это можно объяснить характером его питания. В пищевом комке сига, состоящем главным образом из бентосных организмов, концентрация ^{90}Sr составляла 2200 пкюри/кг, в то время как ^{137}Cs — 200 пкюри/кг. Очевидно, рыбы извлекают радиоизотопы главным образом из корма, а не из воды.

При изучении путей поступления радиоизотопов в организм концентрацию их необходимо выражать не только в виде общепринятого "коэффициента накопления" относительно воды, но в определенных условиях 250

таким образом, отношение концентраций (ОК) в организме и корме. В идеальном случае, когда кормом для рыбы служит один вид рыбы:

$$OK = C_p / C_k, \quad (1)$$

где ОК — отношение концентраций радиоизотопа в рыбе и кормовом объекте, C_p — концентрация радиоизотопа в рыбе, пкюри/кг, C_k — концентрация радиоизотопа в кормовом объекте, пкюри/кг.

Если в рацион рыб входит несколько видов гидробионтов, отношение концентраций (ОК) радиоизотопа в рыбе и корме выразится следующей формулой:

$$OK = \frac{C_p}{c_1 \cdot Q_1 + c_2 \cdot Q_2 + \dots + c_n \cdot Q_n}; \quad (2)$$

где $C_1; C_2 \dots C_n$ — концентрация радиоизотопа в гидробионтах, входящих в рацион рыб, пкюри/кг; $Q_1; Q_2 \dots Q_n$ — доля каждого гидробионта в пищевом рационе рыб.

При сравнении величин концентраций относительно корма для некоторых рыб водоемов Кольского полуострова мы принимали, что *Coregonus albula* питается в основном зоопланктоном, а пищей для *C. lavaretus* служит зообентос. Для *Esox lucius* и *Lota lota*, пищевые рационы которых близки, состав корма приняли одинаковым. В связи с тем, что данные по концентрации радиоизотопов в организмах различных трофических уровней водоемов отсутствуют, анализировались величины ОК для фитопланктона, полученные в лабораторных условиях. Наибольшие ОК радиоизотопов ^{90}Sr и ^{137}Cs отмечены для зоопланктона. Для рыб значения ОК относительно корма равны нескольким единицам. Исключение составляет *Coregonus lavaretus*, который питается преимущественно зообентосом и накапливает радиоизотопы до высоких уровней (табл. 2)

В водоемах с низкой минерализацией рыбы извлекают радиоизотопы в несколько тысяч раз больше относительно содержания их в воде. Для окуня величины ОК составляют 13 000. Эксперименты с налимом, проведенные нами в условиях, близких к естественным, показали, что при соотношении концентраций изотопа в корме и воде 1000 поглощение ^{137}Cs с кормом достигает 95% и более, тогда как накопление непосредственно из воды менее 5%.

ЛИТЕРАТУРА

- Баранов И.В. Опыт биогидрохимической классификации водохранилищ европейской части СССР, М.: ГосНИОРХ, 1961, т. 50, 289 с.
- Куликов Н.В. Радиоэкология пресноводных растений и животных. — В кн.: Современные проблемы радиобиологии. М.: Атомиздат, 1971, т. 2, с. 367—384.
- Неличик В.А. Налим *Lota lota* (L). Верхнетуломского водохранилища. — Вопросы ихтиол., 1973, т. 13, вып. 6 (83), с. 1001—1007.
- Флейшман Д.Г. Накопление искусственных радионуклидов пресноводными рыбами. — В кн.: Современные проблемы радиобиологии. М.: Атомиздат, 1971, т. 2, с. 395—421.

**EXTRACTION OF ^{90}Sr AND ^{137}Cs BY HYDROBIONTS
OF DIFFERENT TROPHIC LEVELS
IN FRESHWATER WEAKLY MINERALIZED RESERVOIRS**

S u m m a r y

It has been discovered that the concentration of ^{137}Cs increases in the series: zooplankton - *Coregonus* - sig - burbot - pike - perch. The smallest concentration of ^{90}Sr is found in zooplankton, the largest — in sigs. In natural water bodies with a high content of radioisotopes, the capacity of hydrobionts (accumulation coefficients 500–1000) to accumulate radionuclides not only in relation to water, but in relation to food is proposed.

О роли живого вещества в гидросфере. Поликарпов Г.Г. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: "Наука", 1979, с. 13—20.

На основе биогеохимических представлений В.И. Вернадского сопоставлены различные способы выражения концентрирующей функции живого вещества гидросферы, предлагается классификация новых компонентов в воде, с которыми взаимодействует живое вещество.

Илл. 5.

УДК 588.472 (26) : 551.465.74

Найстон — биологический фактор воздействия на свойства воды в зоне гидросферы — атмосфера. З а й ц е в Ю.П. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 21—25.

Характеризуется самый обширный по площади биоценоз — морской найстон, специальное изучение которого впервые осуществлено в Одесском отделении Института биологии южных морей АН УССР.

Библ. 15 назв.

УДК 551.46:547

Гетерогенное распределение органического вещества в океанах и его экологическое значение. В а н г е р с к и П. Дж. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. — М.: Наука, 1979, с. 26—32.

Исследованы горизонтальная и вертикальная неоднородность в распределении взвешенного органического углерода в виде локальных зон высокой концентрации, наложенных на более низкие фоновые значения. Наличие большого количества микрозоопланктона в зонах высоких концентраций взвешенного органического углерода дает основание предполагать существования у организмов механизмов обнаружения небольших пятен взвешенного вещества.

Илл. 3, библ. 6 назв.

УДК 551.46:557.472

Органические и металлоорганические вещества в морской среде. Д е с а и М.В., Г а н г у л и А.К. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 32—38.

Определены концентрации растворенных органических веществ в морских водах Бомбейского побережья: углеводов, аминокислот, белков, гуминовой кислоты и ДНК. Установлена растворимость Ва, Zn, Mn, Fe, Co и других микроэлементов в морской воде. Обсуждается развитие органо-металлических комплексов.

Табл. 4, библ. 20 назв.

УДК 577.472 (26)

Распределение и динамика главных биогенных элементов и органического вещества в водах Черного моря. Р о ж д е с т в е н с к и й А.В. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 38—44.

Отмечается, что район перед дельтой Дуная наиболее богат биогенными веществами. На основании определений перманганатной окисляемости в нейтральной среде приведенные данные сопоставляются с соответствующими характеристиками растворенной и взвешенной форм органического вещества. Сделан вывод о лимитирующей роли нитратов в синтезе органического вещества.

Библ. 11 назв.

УДК 577.472.519.2 (26)

Растворенное органическое вещество (РОВ) и pH как статистические функции био- и абиотических параметров Черного моря. Г о р б е н к о Ю.А., П о д в и н ц е в Ю.В. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 45—50.

С помощью аппарата множественной линейной регрессии построены математические модели, описывающие динамику РОВ и pH морской воды. Дана биологическая интерпретация решений, предлагается подход к управлению изучаемых процессов.

Табл. 1, библ. 8 назв.

Фракционирование и электронно-микроскопическое изучение растворенного органического вещества морской воды. — В кн.: Батурина М.В., Мишустина И.Е., Романкевич Е.А. Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 51—58.

Электронно-микроскопическое изучение РОВ обнаружило ультрамикроскопические шарообразные и пленочные образования, устойчиво существующие в течение нескольких месяцев. В наиболее высокомолекулярных фракциях встречаются микроорганизмы с полисахаридными капсулами, образующие комплексы с агрегированными РОВ.

Илл. 2, табл. 3, библ. 5 назв.

УДК 577

Поливалентные металлы в водах и во взвеси бассейна Атлантического океана. Емельянов Е.М. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 59—65.

Наиболее высокие количества взвешенных форм, особенно Ti и Al, приурочены к приустьевым и прибрежным участкам бассейна, а также к зонам апвеллинга, наиболее низкие — к областям, удаленным от берега. В некоторых случаях повышенные количества Mn Fe появляются в центрах циклонических круговоротов. Обсуждается связь между количеством растворенных Fe, Mn, Cu и развитием фитопланктона.

Илл. 5, библ. 15 назв.

УДК 551.464.38+551.550.89

Изучения процессов поглощения никеля, кобальта и других переходных металлов из морской воды гидроокислами железа и марганца. Варенцов И.М., Пронин Н.В. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 65—71.

Приводятся результаты экспериментов по изучению поглощения металлоорганических комплексов никеля и кобальта из морской воды природными гидроокислами железа и марганца. Отмечается высокая селективность поглощения.

Илл. 4, табл. 2, библ. 8 назв.

УДК 578.088

О переносе вещества к морским организмам через водные пограничные слои. Фолсом Т.Р., Ходж В.Ф. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 72—75.

Методами альфа-счета измерялись скорости осаждения небольших количеств полония и плутония из морской воды на поверхности водорослей и бумаги, коэффициенты диффузии вычислялись на основе гидродинамики. Предполагается, что мицеллоносителю, присущий обоим элементам, диффундирующим со скоростью примерно 3×10^{-5} см²/с, контролирует их перенос в нормальной морской воде.

Илл. 5, библ. 15 назв.

УДК 577.1

Условия определения параметров кинетики радионуклидов в водных организмах. Шимизу М. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 75—84.

Обсуждается необходимая продолжительность экспериментов с мечеными атомами для получения надежных значений коэффициентов накопления и биологических периодов полураспада — важных параметров для описания кинетики радионуклидов в водных организмах. Показано, что при 5% вариации получаемых данных продолжительность эксперимента должна быть не менее 200 дней.

УДК 539.16+577.3

Уровень радиоактивности и факторы концентрирования радиоизотопов морскими водорослями в районе полуострова Котантена (Ла-Манш). Анспэ Ж., Бовар П., Гегенъят П. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 85—90.

Показано, что водоросли-макрофиты в прибрежной зоне моря накапливают радиоизотопы, попадающие в окружающую среду в виде радиоактивных осадков и отходов атомной промышленности. В качестве видов-индикаторов, используемых для дозиметрического контроля, водоросли дают возможность следить за степенью радиоактивного загрязнения района и ее изменениями во времени.

Илл. 5, табл. 1, библи. 6. назв.

УДК 577.472+577.1

Поглощение некоторых радионуклидов металлов пресноводными растениями. М а р ч у л ё н е н е Е.Д.П., Ду ша у с к е н е-Д у ж Н.Р.Ф., Н я н и ш к е н е В.М.Б., Ч и б и р а й т е Н.А., Ш у л и н е н е Р.И., Т р а й н а у с к а я т е И. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 90—97.

Исследовалась интенсивность поглощения и уровня накопления радионуклидов водными растениями при разных условиях среды. Обмен радионуклидами между растениями и водой проходит интенсивно: равновесие достигается на 4—16 суток. На накопление влияют концентрации неизотопных носителей в воде, солёность, физиологическое состояние растений, их потребность в элементе. Водные растения накапливают в десять раз больше ^{90}Sr , чем ^{210}Pb .

Табл. 4, библи. 6 назв.

УДК 577.472+577.1

Различия в накоплении химических элементов морскими растениями в водоемах с разным содержанием металлов. Х р и с т о ф о р о в а Н.К., С и н ь к о в Н.А., Б а д е н к о в Ю.П., Х р и с т о ф о р о в а О.Л. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 97—100.

У морской травы и зеленой водоросли, произрастающих в водах, отличающихся содержанием некоторых химических элементов, наблюдалась прямая зависимость между содержанием Cu, Zn, Pb и Ag в воде и золе растения и обратная для Fe и Ni.

Илл. 1, табл. 1, библи. 15 назв.

УДК 577.472+577.1

Тенденция пресноводных гидробионтов к извлечению ^{137}Cs и его корреляционные взаимоотношения с биохимическими компонентами клеток. А н т о н е н к о Т.М., Д в о р е ц к и й А.И., А р и с т о в а Т.И. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 101—103.

К гидробионтам-концентраторам ^{137}Cs относятся рогоз узколистый, рдест пронзеннолистный, щука, толстолобик и моллюск живородка. Самым высоким содержанием ^{137}Cs отличаются ядра, самым низким — хлоропласты в растениях и рибосомы в животных объектах.

УДК 581.1.03+581.12+581.133.1

Светоиндуцированные изменения в обмене $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$ и $^{131}\text{I}^-$ между морской водой и талломом водоросли. Б е с с о н о в Б.И., Б е л ь ч е в а Н.Н., С а е н к о Г.Н., Ф и л а т о в Э.С., Х о л к и н В.Я. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 103—108.

Свет стимулирует накопление $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ и $^{131}\text{I}^-$ и выведение $^{22}\text{Na}^+$ и $^{45}\text{Ca}^{2+}$ талломом водоросли *Ulva fenestrata*, предварительно адаптированной к темноте. Скорости светоиндуцированного накопления и выведения ионов уменьшаются между 30-й и 60-й мин. после начала освещения таллома.

Илл. 3, библи. 10 назв.

УДК 581.12+581.133.1

Действие 2,4-динитрофенола на обмен $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ и $^{131}\text{I}^-$ между морской водой и талломом водоросли. Х о л к и н В.Я., Б е с с о н о в Б.И., Б е л ь ч е в а Н.Н., С а е н к о Г.Н., Ф и л а т о в Э.С. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 108—110.

В талломе *Ulva fenestrata* 2,4-динитрофенол ингибирует накопление $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ и $^{131}\text{I}^-$ и стимулирует накопление $^{22}\text{Na}^+$ и $^{32}\text{PO}_4^{3-}$.

Илл. 2, библи. 3 назв.

Различия биологического взаимодействия плутония, америция и некоторых других трансурановых элементов в морских и пресноводных условиях. Л и в и н г с т о н Х.Д., Б о у э н В.Т. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 110—118.

Анализируются механизмы накопления трансурановых элементов в морских и пресноводных организмах. Взаимодействие биоты с осадками часто контролирует поглощение элементов; вхождение прямо из воды или с пищей также значительно. Показаны различия экологических взаимосвязей трансурановых элементов у морских и пресноводных обитателей.

Табл. 4.

УДК 577.424+572.2

Влияние факторов окружающей среды на поток селена через морские организмы. Ф а у л е р С.У., Б е н а й е н Ж. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 118—128.

Показано, что накопление селена мидиями зависит от концентрации его изотопов в морской воде, а также от температуры и размера животных. Концентрирование селена креветками менее значительно, что объясняется их линькой.

Илл 8, табл. 1, библи. 18 назв.

УДК 577.472+577.1

Кинетика натрия в креветке *Palaeomonetes pugio*. Л ю ц у Ч. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 128—130.

Изучалась способность *Palaeomonetes pugio* регулировать концентрации внутренних ионов в условиях стационарного и нестационарного состояний. Исследовались потоки натрия и электро-химические потенциалы в креветках, адаптированных к морской воде.

УДК 577.770.49

Концентрирование поливалентных металлов из гидросферы растениями. З а х а р о в А.Н. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 130—135.

Водоросли концентрируют поливалентные металлы путем комплексообразования. В комплексных соединениях обогащение металлом достигает десятков тысяч раз по сравнению с содержанием в воде. Рассматриваются комплексные соединения титана, железа, марганца, полученные из водорослей, их роль в окислительно-восстановительных реакциях, а также участие в эволюции процессов обмена веществ.

Табл. 4, библи. 17 назв.

УДК 551.46:546

Связывание радионуклидов таллура и иода молекулами альгината натрия в морской воде. П а з о р е н к о Г.Е. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 135—137.

Обнаружены различия высокомолекулярной фракций альгината натрия (полисахарид из бурых водорослей) по их способности связывать радионуклиды. Коэффициенты накопления ^{123}Te в высокомолекулярной фракции выше, чем ^{131}J .

УДК 577.1:582.26/27

Роль полисахаридов бурых водорослей в извлечении некоторых радионуклидов металлов из морской воды. Р ы н д и н а Д.Д. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 138—146.

Приведены результаты экспериментального изучения роли полисахаридов бурых водорослей в концентрировании ^{44}Ti , ^{45}Ca , ^{54}Mn , ^{90}Sr , ^{91}J , ^{144}Ce из морской воды. Удаление фукусидана из цистозины не оказывает заметного влияния на сорбционные свойства ее отдельных компонентов.

Илл. 8, табл. 6, библи. 12 назв.

Биогеохимические аспекты поведения иода при взаимодействии водорослей с морской водой. Крацова Ю.Ю., Саенко Г.Н. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 146—152.

В 42 видах Rhodophyta, Phaeophyta, Chlorophyta и 4 видах Embryophyta литорали и сублиторали Японского и Охотского морей определены коэффициенты накопления иода по отношению к морской воде. Обнаружен новый концентратор иода *Myriogastrium yessoensis*. Показано избирательное накопление иода различными частями водорослей и зависимость его содержания от глубины произрастания. Отмечена тенденция к увеличению содержания иода в северных формах морских растений по сравнению с более южными.

Табл. 3, библи. 14 назв.

УДК 597.591.524.1+612.79+612.051

Активный транспорт ионов кожей морских костистых рыб. Буцук С.В., Свешников В.Г., Бессонов Б.И. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 152—156.

В искусственной морской воде через кожу исследованных рыб зарегистрирован ток короткого замыкания (ТКЗ) до 300 мкА/см^2 . Внутренняя поверхность кожи по отношению к внешней электроположительна. Уменьшение концентрации натрия в искусственной морской воде сопровождалось уменьшением ТКЗ и разности потенциалов с последующим изменением направления ТКЗ и полярности РП.

Илл. 4, табл. 1, библи. 6 назв.

УДК 597.19:546.79

Некоторые закономерности накопления специфических ингредиентов и их действие на иктиофауну в зависимости от условий среды. Алексаньян О.М., Прокopenko В.А., Косинова Н.Р., Страдомский В.А. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 157—161.

Изучалась степень накопления ^{90}Sr , ^{137}Cs и ядохимикатов рыбами Азовского моря и р. Дон. Установлена определенная зависимость содержания названных ингредиентов в рыбах от их локализации и типа питания.

Илл. 5, табл. 2.

УДК 577.472

Закономерности разложения (минерализации) органического вещества отмершего планктона. Скопичев Б.А. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 162—169.

Сопоставлены результаты исследований минерализации органического вещества отмершего планктона в опытах разных лет. В большинстве случаев процесс может быть описан уравнением первого порядка. Понижение величин констант скорости минерализации во времени обусловлено убылью лабильной органики в разлагающихся остатках.

Табл. 1, библи. 16 назв.

УДК 551.46:546

Кинетика трансформации органических и неорганических веществ микроорганизмами морской воды (математическое моделирование). Леонов А.В., Аязатуллин Т.А. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 170—181.

Представлена математическая модель эколого-биохимической системы, предназначенная для исследования взаимодействия химических компонентов с живым веществом морской воды. Обсуждаются некоторые результаты моделирования трансформации растворенного органического вещества, органических и неорганических соединений фосфора и потребления кислорода. Оценивается оборачиваемость соединений фосфора по различным каналам трансформации.

Илл. 5, табл. 2, библи. 7 назв.

Роль микроорганизмов в формировании химического состава минеральных вод. Максимович К.А. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 181—187.

В минеральных водах Предкарпатья обнаружены разнообразные физиологические группы микроорганизмов, специфические для каждого типа вод. Установлены различия в показателях перманганатной окисляемости вод, содержащих углеводородокисляющие микроорганизмы и без них. Подтверждается предположение о биогенном происхождении сероводорода сульфидных вод.

Табл. 3, библ. 16 назв.

УДК 576.809.53+577.472 (26)

Биогенная миграция кобальта в связи с бактериальным синтезом кобаламинов в южных морях. Лебедева М.Н., Гутвейб Л.Г. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 187—195.

Прослежена зависимость между содержанием кобальта в воде и продукцией кобаламинов бактериальными сообществами. Наблюдалось ослабление биосинтетической активности бактерий в расчете на единицу биомассы от высоких широт океана к более низким.

Илл. 4, табл. 3, библ. 26 назв.

УДК 577.1+577.472

Изменение липидных фракций планктонного детрита в процессе его преобразования в морской воде. Миронов О.Г., Щекатурина Т.П. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 196—197.

В планктонном детрите естественной морской воды в течение первых 4—5 дней уменьшается количество триглицеридов, значительно увеличивается содержание жирных кислот, разрушаются фосфолипиды. Количество холестерина не изменилось.

Табл. 2.

УДК 576.809.53+577.472 (26)

Деструкция органического вещества бактериопланктоном южных морей. Лебедева М.Н., Чепурнова Э.А., Шумакова Г.В. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 197—203.

Обсуждаются данные по бактериальной деструкции органического вещества в различных районах Средиземноморского бассейна и восточной части тропической Атлантики. Сопоставлены результаты определений скорости минерализации органических материалов по интенсивности дыхания бактерий и радиоуглеродным методом. Полученные величины сравниваются с данными по первичной продукции фитопланктона и содержанию органических веществ в воде.

Табл. 2, библ. 17 назв.

УДК 577.1+577.170.49

Биогеохимическое поведение железа, кобальта и хрома в р. Дунай и оз. Джердап. Радосавлевич Р., Тасовац Т., Зарич М., Драшкович Р. В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 204—212.

Как часть длительной междисциплинарной программы изучения физических, гидрохимических и биотических характеристик и процессов пресных вод Югославии представлены данные о биогеохимическом поведении железа, кобальта и хрома в р. Дунай и оз. Джердап. Результаты этих исследований могут быть применены для моделирования процессов поведения металлов в водных системах.

Илл. 7, табл. 3, библ. 23 назв.

УДК 551.464.626

Некоторые проблемы геохимической экологии и палеоэкологии морских беспозвоночных. Крайнов Е.В. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 213—222.

Рассматриваются новые данные о динамике соотношений $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ и Ca/Mg в слоях роста раковин современных и ископаемых моллюсков, а также Na , Mg , Sr ,

Fe, Mn в скелете рифовых кораллов в связи с условиями их обитания. Показано, что температура не всегда является ведущим фактором извлечения элементов и их стабильных изотопов скелетными частями гидробионтов и большая роль в этом процессе принадлежит функциональным особенностям организмов.

Илл. 6, табл. 1, библ. 13 назв.

УДК 551.1+577.472

Извлечение сестомом тяжелых металлов из морской воды. Р и с и к Н.С., Р о м а н о в В.И. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 222.

Ориентировочные величины коэффициентов накопления свинца составили $3,6 \cdot 10^6$ (при содержании в воде Атлантического океана $0,06 \cdot 10^{-9}$ г/мл) и до $8,8 \cdot 10^4$ (при среднем содержании свинца в воде $3 \cdot 10^{-9}$ г/мл). Минимальные величины коэффициентов накопления свинца в нефтяных агрегатах при его содержании в воде $3 \cdot 10^{-9}$ г/мл — $1,6 \cdot 10^3$.

УДК 576.809.53

Извлечение биогенных элементов из морской воды популяцией одноклеточной водоросли. С и л к и н В.А., З в а л и н с к и й В.И. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 223—231.

Рассмотрен способ оптимизации извлечения биогенных элементов из морской воды с применением непрерывнопотоковых культур одноклеточной водоросли. На модельной популяции определены параметры полного извлечения азота и фосфора.

Илл. 3, табл. 2, библ. 8 назв.

УДК 576.809.51

Влияние плотности популяций морских одноклеточных водорослей на потребление фосфора и основные физиологические показатели клеток. Б у р л а к о в а З.П., К р у п а т к и н е Д.К., Л а н с к а я Л.А., Я ф а р о в а Д.Л. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 231—235.

Наиболее высокие количества фосфора в расчете на клетку отмечены для самых низких плотностей. Скорость деления клеток для самых низких плотностей популяций на свету и в темноте в 2—3 раза выше, чем для самых высоких. Световое насыщение фотосинтеза достигается раньше при более низких плотностях. С увеличением плотности популяции на два порядка величина k повышалась в 2—3 раза.

Илл. 3, библ. 10 назв.

УДК 577.472+577.1

Некоторые закономерности извлечения из воды металлов и их радионуклидов морскими организмами. Р о ж а н с к а я Л.И., И в а н о в В.Н., Е г о р о в В.Н. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Т. 1. Наука, 1979, с. 235—239.

Экспериментально показано, что мертвые организмы концентрируют радионуклиды цинка, кобальта и железа в одинаковой степени или даже интенсивнее живых. Значительную роль в концентрировании играют процессы адсорбции. Демонстрируется трехкамерная модель обмена ^{65}Zn черноморской водорослью *Ulva rigida* и обсуждается зависимость интенсивности его извлечения от веса таллома и темпов роста растений.

Библ. 13 назв.

УДК 595.3+577.170.49

Извлечение ионов меди из воды ракообразным *Artemia salina*. М а к а р ы ч е в а А.М., Х р и с т о ф о р о в а Н.К. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 239—241.

Определены пределы накопления меди личинками и половозрелыми особями *Artemia salina* в зависимости от концентрации элемента во внешней среде. Акклиматизация к концентрациям металла 0,025—0,1 мг/л увеличивает коэффициент его накопления до 1,5 раза, однако дальнейший рост концентрации ведет к уменьшению относительного количества меди в животном и его гибели.

Илл. 2, библ. 5 назв.

Миграция физиологически важных металлов между морскими звездами, моллюсками и водой Японского моря. Бельчева Н.Н., Саенко Г.Н., Бирюков Т.А., Синьков Н.А. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 242—248.

Показано, что коэффициенты накопления поливалентных металлов в отдельных органах моллюсков составляют 10^2 — 10^5 , в органах морских звезд — 10^1 — 10^4 . Для каждого вида характерны свои спектры и максимумы содержания металлов в определенных органах.

Табл. 2, библи. 18 назв.

УДК 577.472.+577.170.49

Излучение ^{90}Sr и ^{137}Cs гидробионтами различных трофических уровней пресноводных слабоминерализованных водоемов. Буянов Н.И., Лаптев М.И., Осолоков Н.М. — В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. Т. 1. М.: Наука, 1979, с. 248—262.

Найдено, что концентрация ^{137}Cs возрастает в ряду: зоопланктон — ряпушка — сиг — налим — щука — окунь. Самая низкая концентрация ^{90}Sr — в зоопланктоне, самая высокая — в сигах. Для природных водоемов с высоким содержанием радионуклидов в кормовых организмах (коэффициенты накопления 500—1000) предлагается выражать способность гидробионтов накапливать радионуклиды не только относительно воды, но и относительно корма.

Табл. 2, библи. 4 назв.