

Листо. 1980

ВІСНИК АКАДЕМІЇ НАУК УКРАЇНСЬКОЇ РСР

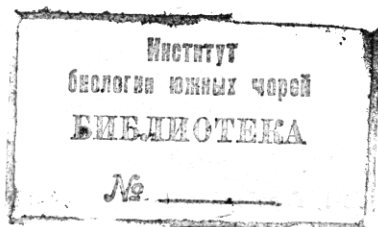
ЩОМІСЯЧНИЙ ЖУРНАЛ ПРЕЗИДІЇ АКАДЕМІЇ НАУК УКРАЇНСЬКОЇ РСР

РІК ВИДАННЯ XLV

2

Л Ю Т И Й

1 9 8 1



КИЇВ «НАУКОВА ДУМКА»

Здатність морських екосистем до видалення радіоактивних і хімічних забруднень з фотичного шару

Г. Г. ПОЛІКАРПОВ, член-кореспондент АН УРСР,
В. М. ЄГОРОВ, кандидат фізико-математичних наук

Вивчення здатності морських екосистем виводити з біологічно діяльного (фотичного) шару гідросфери різноманітні радіоактивні і хімічні забруднення — актуальне завдання сучасної океанології. Дедалі наростаючий потік інформації у згаданій галузі аналізується у нас в країні й за кордоном на основі вчення академіка В. І. Вернадського про біосферу [1], що знайшло вираз у роботі міжнародних форумів з проблем «Взаємодія між водою і живою речовиною» [2], «Вплив ядерних скидів у водне середовище» [3], «Забруднення Середземного моря» [4] та інших.

Потреба вичленування механізмів самоочищення екосистем та їх кількісної оцінки відчувається давно, проте недостатність вихідного матеріалу не дає можливості розв'язати згадане комплексне завдання. Складність його полягає в тому, що тут, з одного боку, потрібні дані про основні типи міграції радіоактивних і хімічних забруднень (такі як молекулярна і турбулентна дифузія, підйом і опускання океанічних і морських вод, вертикальні циркадні міграції зоопланктону та інших екологічних груп тварин, седиментація завислої органічної речовини), а з другого — відомості про екологічні механізми відтворення і трансформації живої речовини в гідросфері та її взаємодії з природними й антропогенними біогенними і забруднюючими речовинами.

Фотичний шар океану являє собою зону фотосинтезу глибиною в десятки метрів (максимально — до 100 м, зрідка — більше), в якій продукується органічна речовина. Хоча концентрація завислої й розчиненої речовини в океані набагато більша за біомасу фітопланктону, саме швидкість відтворення чи продукування останнього визначає як рівновагу всієї біологічної структури і продуктів життєдіяльності, так і винесення органічної речовини (відмерлих організмів, їх залишків, продуктів метаболізму тощо) з фотичного шару в товщу морів і океанів, а частини їх — далі, у донні осадки. Зрозуміло, на всіх етапах трансформації органічних речовин існує перенесення у фотичну зону.

Радіоактивні та хімічні забруднення, які надходять у поверхневі води морів і океанів, зазнають впливу біотичних і абіотичних факторів середовища насамперед у фотичному шарі гідросфери. Такі забруднення нагромаджуються морськими організмами — первинними продуцентами живої речовини — безпосередньо з водного середовища, а консументами — сорбційно, з поглинутою водою та їжею. Взаємодіючи з усіма компонентами екосистем і проходячи по трофічних ланцюгах, забруднення (при підвищених їх концентраціях) справляють токсичну й мутагенну дію на гідробіонтів. У процесі міграції забруднення можуть змінювати свою хімічну форму, фізичний стан і токсичність. Багаторазово циркулюючи через компоненти екосистем, вони зрештою видаляються фізичними, хімічними та біологічними процесами з фотичного шару в глибші шари; чимала частина їх досягає донних відкладів.

Фізичне перенесення через пікноклін, як відомо, здійснюється в основному внаслідок турбулентної дифузії, оскільки у шарі стрибка вертикальна складова швидкості течії, змінюючи напрям на зворотний, проходить через нуль. На згадане перенесення впливає шлюзовий ефект — періодична зміна глибини залягання шару стрибка [5].

Перенесення через пікноклін відбувається в результаті добових вертикальних міграцій зоопланктону, а також гравітаційного опускання екзоскелетів, линькових

шкурки, фекалії, трупів тварин, клітинних елементів мікрофітів, які живуть у фотичному шарі. Кетчум і Боуен [6], порівнюючи роль фізичних і біологічних факторів у міграції радіоактивних забруднень, розрахували, що при коефіцієнті молекулярної дифузії, рівному $0,01 \text{ см}^2/\text{с}$, що відповідає шарові стрибка щільності, інтенсивність перенесення забруднень мігруючим зоопланктоном сумірна з фізичним перенесенням при біомасі планктону 1 г/м^3 і коефіцієнті нагромадження радіонуклідів у ньому, що дорівнює десяти.

Уточнені оцінки Бачуріна та його співавторів [7] показали, що перенесення мігруючим планктоном набагато нижче за фізичне перенесення навіть при коефіцієнті нагромадження, на порядок більшому, оскільки зоопланктери, перебуваючи як вище, так і нижче шару стрибка щільності, не встигають повністю обмінювати радіонуклід. Висновки названих авторів зроблені в припущенні, що забруднюючі радіонукліди розміщуються тільки вище згаданого шару. Очевидно, що при міграції зоопланктону під пікноклін у шарі з нульовою концентрацією радіоактивного забруднення біологічне перенесення ще слабше в зв'язку з меншою швидкістю виведення радіонуклідів, а при відсутності вертикального градієнта радіоактивності нема й перенесення радіонуклідів мігруючим зоопланктоном. Сказане стосується й фізичного перенесення при нульовій вертикальній складовій швидкості течії, бо турбулентна дифузія і «шлюзовий ефект» спричиняють тільки перемішування води.

Лоумен з співавторами [8] встановив, що частка міграції чотирнадцяти радіоактивних нуклідів різних хімічних елементів — потенціальних забруднювачів морського середовища, яка відбувається в результаті циркадних ритмів зоопланктону, не перевищує 12 % перенесення з линьковими шкурками і фекаліями. Смол і Фаулер [9] у дослідях з цинком-65 і середземноморськими еуфаузідами дійшли висновку щодо переважної ролі продуктів їх метаболізму в міграції цинку. Ми намагалися кількісно визначити інтенсивність біологічного видалення забруднень із фотичного шару і з'ясувати тенденції зміни самоочисної здатності екосистем при різних темпах забруднення морського середовища.

Інтенсивність біологічного видалення забруднень з фотичного шару

Для розв'язання поставленого завдання скористаємося балансовими рівняннями, що відбивають швидкості зміни концентрації речовин — забруднювачів середовища і біомаси (органічної речовини) в екосистемі фотичного шару. Звернімося до рівняння, замкненого по забруднювачу середовища, припускаючи, що горизонтальний і вертикальний розподіл параметрів екосистеми рівномірний, а нижня межа фотичного шару збігається з шаром стрибка. При вказаних допущеннях швидкості зміни концентрації забруднювача у фотичному шарі (C_B) під одиницею поверхні описуватиметься виразом

$$\frac{dC_B}{dt} = \sum_{i=1}^m m_i \left[r_i C_{r_i} - \left(C_B - \sum_{i=1}^n C_{r_i} m_i \right) r_{B_i} \right] - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^3 P_{ij} C_{ij} - \Delta C_f + \Delta C, \quad (1)$$

де m_i — питома біомаса компонента екосистеми; C_{r_i} — концентрація забруднювача в компоненті екосистеми; r_{B_i} і r_i — показники швидкостей поглинання і виведення забруднювача компонентою екосистеми; P_{i_1} , P_{i_2} , P_{i_3} , та C_{i_1} , C_{i_2} , C_{i_3} — відповідно, продукції фекалій, екзоскелетів, линькових шкурок тощо, а також мертвих організмів та їх залишків, продуктованих кожною компонентою екосистеми і концентрації забруднювачів у них; ΔC_f — швидкість елімінації забруднювача з фотичного шару в результаті фізичних процесів; ΔC — швидкість надходження забруднювача в середовище.

Перший член правої частини рівняння (1) відбиває концентрування забруднювача в органічній речовині екосистеми, другий — видалення його з продуктами життєдіяльності компонент екосистеми внаслідок седиментації через шар стрибка, третій — фізичне перенесення з фотичного шару і четвертий — надходження забруднювача у середовище. Щоб визначити значимість продуктів життєдіяльності екосистеми у видаленні забруднень з фотичного шару, припустимо, що всі C_{ij} дорівнюють C_r — осередненій концентрації забруднювача, нагромадженого у продуктивній органічній ре-

човині. Тоді можна записати

$$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^3 P_{ij} C_{ij} = P_3 C_r, \tag{2}$$

де P_3 — частина продукції завислої органічної речовини екосистеми, що видаляється з фотичного шару внаслідок седиментаційних процесів.

Для оцінки величини P_3 скористаємося балансовими рівняннями, замкнутими за біомасою. Виходячи з положень В. Є. Заїки [10] щодо продукування органічної речовини, можна відобразити швидкість зміни біомаси продуцентів (B_p) і консументів (B_k) в екосистемі фотичного шару так:

$$\frac{dB_p}{dt} = \sum_{i=1}^{n_p} C_i B_{pi} - \sum_{i=1}^{n_1} R_i - \sum_{i=1}^{n_p} E_{pi}; \tag{3}$$

$$\frac{dB_k}{dt} = \sum_{i=1}^{n_k} A_i - \sum_{i=1}^{n_k} T_i - \sum_{i=1}^{n_k} E_{ki} - \sum_{i=1}^{n_k-n_1} S_i, \tag{4}$$

де C_i і B_{pi} — відповідно питома продукція і біомаса компоненти продуцентів; R_i — швидкість споживання їжі компонентою консументів; E_{pi} і E_{ki} — швидкість елімінування особин компонент продуцентів і консументів; A_i — швидкість асимілювання їжі компонентою консументів; T_i — швидкість витрачання компоненти екосистеми на енергетичний обмін; S_i — характеристика швидкостей трофічної взаємодії консументів, n_p і n_k — кількість продуцентів і консументів ($n_p + n_k = n$).

Перший член правої частини рівняння (3) відбиває швидкість первинного продукування органічної речовини. В літературі наводяться різні дані про роль фіто- і бактеріопланктону в первинному продукуванні екосистем. Внесок бактеріопланктону в продукцію може становити від 1 % [11] до 50 % [12]. У нашому випадку перший член формули (3) відбиває продукування органічної речовини сумарним фіто- і бактеріопланктоном. Позначимо його P і далі називатимемо первинною продукцією рослин екосистеми. Другий член відбиває виїдання продуцентів, а третій — їх елімінування. Перший член правої частини рівняння (4) відбиває асиміляцію консументів, а решта — витрати на дихання, елімінування і споживання нижчих консументів консументами більш високих рівнів. Очевидно, що

$$\sum_{i=1}^{n_k} A_i = \sum_{i=1}^{n_k} R_{ki} (1 - H_i), \tag{5}$$

де R_k і H_i — відповідно, швидкість поглинання їжі і виділення фекалій консумента-ми. З умови закону збереження біомаси в екосистемі можна записати

$$\sum_{i=1}^{n_k} R_{ki} = \sum_{i=1}^{n_1} R_i + \sum_{i=1}^{n_k-n_1} S_i. \tag{6}$$

Підставляючи рівняння (6) у вираз (4), одержимо

$$\frac{dB_k}{dt} = \sum_{i=1}^{n_1} R_i - \sum_{i=1}^{n_k} H_i \left(\sum_{i=1}^{n_1} R_i + \sum_{i=1}^{n_k-n_1} S_i \right) - \sum_{i=1}^{n_k} T_i - \sum_{i=1}^{n_k} E_{ki}. \tag{7}$$

Вираз (7) відбиває той факт, що вихідним джерелом продукції консументів є тільки фіто- і бактеріопланктон.

У рівнянні (3) третій член правої частини відбиває перехід продуцентів після відмирання у завислу органічну речовину, в рівнянні ж (7) перехід у завись зображений другим і четвертим членами, бо енергетичний обмін спричиняє лише міне-

ралізацію органічної речовини. Тому балансову рівність за завислою органічною речовиною можна записати так:

$$\frac{dB_B}{dt} = \sum_{i=1}^{n_p} E_{p_i} + \sum_{i=1}^{n_k} E_{k_i} + \sum_{i=1}^{n_k} H_i \left(\sum_{i=1}^{n_i} R_i + \sum_{i=1}^{n_k-n_i} S_i \right) - P_3 - P_p, \quad (8)$$

де P_3 — швидкість видалення органічної завислої речовини з екосистеми фотичного шару в результаті біоседиментації; P_p — швидкість переходу завислої органічної речовини у розчинену органічну речовину (ROP).

Зрозуміло, що P_3 у виразах (2) і (8) тотожні. Оцінимо значення P_3 припускаючи, що біоценоз фотичного шару перебуває у стаціонарному стані відносно завислої речовини. У виразі (8) перші три члени відбивають утворення зависей: перші два — в результаті відмирання продуцентів і консументів, а третій — внаслідок надходження у зависі фекалій, линяльних шкурок, екзоскелетів, оболонок яєць після викльовування, клітинних оболонок тощо. З рівнянь (3) і (7) випливає, що продукція зависей відрізняється від первинної продукції P на величину витрат на дихання, при яких жива органічна речовина переходить у ROP. Тому, прийнявши $\sum_{i=1}^{n_k} T_i = T$, з рівняння (8) можна виразити P_3 , що дорівнює

$$P_3 = P - (T + P_p). \quad (9)$$

Отже, повертаючись до виразу (2), можна дійти висновку, що продукція фекалій, екзоскелетів, линяльних шкурок тощо, а також мертвих тварин, яка визначає видалення забруднень з фотичного шару, дорівнює первинній продукції рослин екосистеми мінус та частина продукції, яка переходить у ROP, CO_2 і H_2O . Формула (9) підтверджує висновок Полікарпова і Зесенка з співавторами, що продукція завислої органічної речовини відповідальна за винесення торію-234 з фотичного шару [13].

Оцінимо значення величин T і P_p відносно первинної продукції. У відкритих частинах водоймищ видання продуцентів консументами досягає 90 % від добової продукції [14]. Із спожитої консументами органічної речовини в середньому 25—40 % становлять витрати на дихання [15]. За оцінками Скопінцева [16], до 90 % первинних продуцентів мінералізується, не досягаючи глибини 100 метрів. За спостереженнями Хардінга [17], мертві калянуси при $t=24^\circ$ розкладаються до збереження самих тільки зовнішніх покривів за три доби, а при $t=4^\circ$ — за одинадцять діб. Швидкість пасивного опускання клітин фітопланктону становить від 1 до 6150, найпростіших 30...4800, зоопланктону (багатоклітинних) 30...2270, фекальних утворень — 36...376, а завислої органічної речовини (розміри частинок 2...60 мкм) — 0,12...1,1 м за добу [14]. Якщо припустити, що видання продуцентів становить 90 % від первинної продукції, то витрати консументів на дихання T становлять від 22 до 36 %, або в середньому 29 % від P .

Порівняння інтенсивності мінералізації органічної речовини фітопланктону з швидкістю опускання мертвих клітин мікрофітів показує, що внесок фітопланктону в зависях, які проходять через шар стрибка, невеликий. Очевидно, 10 % від первинної продукції, що елімінуються, можна прийняти як нижню оцінку величини P_p . В той же час мертві зоопланктери, їхні фекалії та линькові шкурки, опускаючись із швидкостями 30...2270 м на добу (медіана — 400 м/добу), повинні встигнути до свого розкладення спуститися нижче шару стрибка. Тому можна припустити, що $P_3 = P(1 - 0,29 - 0,1) = 0,69 P$, а з урахуванням мінералізації продуктів життєдіяльності зоопланктону $P_3 \approx 0,5 P$, мабуть, слід вважати найреальнішим співвідношенням при розрахунку інтенсивності видалення хімічних забруднень.

Порівняймо інтенсивність біоседиментаційного перенесення (осідання завислої органічної речовини) з фізичним, яке відбувається в результаті турбулентної дифузії, нехтуючи перенесенням забруднень в результаті добових міграцій планктону. Скористаємося методом Бачуріна з співавторами [7], які розраховували перенесення, що відбувається в результаті міграції зоопланктону, за формулою

$$Q_B = B_K C_B \Delta K, \quad (10)$$

$$Q_p = A_z \frac{C_b}{\delta}, \quad (11)$$

де B_k — маса мігруючих організмів у вертикальному стовпі з основою, площа якої дорівнює одиниці; C_b — концентрація радіоактивного або хімічного забруднювача у воді фотичного шару; ΔK — різниця концентрацій контамінанта в організмах у фотичному шарі й на глибині, віднесена до величини C_b ; A_z — коефіцієнт вертикальної турбулентної дифузії; δ — глибина градієнтного шару.

Формула (10) відбиває перенесення в результаті концентрування забруднювача зоопланктонними організмами у фотичному шарі, виведення його на глибині і наступного піднімання організмів у фотичний шар. Оскільки продукти життєдіяльності компонент екосистеми, що опускаються, на нижній границі фотичного шару мають коефіцієнт нагромадження контамінанта, який в середньому дорівнює K , і проходять шар стрибка лише один раз, формула (10) справедлива також для розрахунку Q_b внаслідок біоседиментації при $\Delta K = K$ і $B_k = P_3$.

Оцінимо відношення біоседиментаційного й фізичного перенесення на прикладі свинцю — одного з найтоксичніших забруднювачів морського середовища. Розрахунки виконуємо за формулою

$$\frac{Q_b}{Q_p} \approx 0,6 \cdot 10^{-9} \frac{PK\delta}{A_z}, \quad (12)$$

яка враховує, що $P_3 = 0,5 P$ і величина P має розмірність грамів сирової маси органіки на 1 м^2 за добу; K виражене у розрахунку на сирову масу гідробіонтів; A_z має розмірність $\text{см}^2/\text{с}$, а δ виражене в сантиметрах. Коефіцієнти нагромадження свинцю фітопланктоном становлять $10^3 \dots 3 \cdot 10^6$, рослиноїдним зоопланктоном — $3 \cdot 10^3 \dots 2 \cdot 10^6$, а хижим зоопланктоном — $2 \cdot 10^2 \dots 6 \cdot 10^4$ одиниць [18].

Припускаючи, що концентрація свинцю в біоседиментаційному матеріалі дорівнює осередненому значенню його середніх концентрацій у планктоні, можна прийняти $K = 8 \cdot 10^5$. Максимальна первинна продукція найпродуктивнішого району Океану — шельфа Перу становить $2220 \text{ г } C_{\text{орг}}/\text{м}^2 \cdot \text{рік}$ [19], тобто, при відношенні сирової маси продукції до її вуглецевого вмісту, рівному 10, $P = 61 \text{ г}/\text{м}^2$ за добу. Якщо припустимо, що фізичне перенесення через градієнтну зону зумовлене молекулярною дифузиею при $A_z = 0,01 \text{ см}^2/\text{с}$ і $\delta = 10^3 \text{ см}$, одержимо

$$\frac{Q_b}{Q_p} = 0,6 \cdot 10^{-9} \frac{61 \cdot 8 \cdot 10^5}{10^{-2}} = 2900,$$

тобто біоседиментаційне перенесення більш як на три порядки інтенсивніше за фізичне.

Одержану оцінку «згори» не можна вважати реальною, оскільки в зонах підвищеної продуктивності фізичне перенесення зумовлене як мінімум турбулентною дифузиею, а не молекулярною. Молекулярна дифузія ($A_z \approx 0,01 \text{ см}^2/\text{с}$), очевидно, зумовлює фізичне перенесення тільки в халістатичних областях, де продуктивність становить $25,6 \text{ г } C_{\text{орг}}/\text{м}^2 \cdot \text{рік}$ [14], або $P \approx 0,7 \text{ г}/\text{м}^2$ за добу, і для яких $Q_b/Q_p \approx 33,6$. Для неритичних зон, продуктивність яких становить $365 \text{ г } C_{\text{орг}}/\text{м}^2 \cdot \text{рік}$ [14], або $P = 10 \text{ г}/\text{м}^2$ за добу, і $A_z = 10 \text{ см}^2/\text{с}$, відношення $Q_b/Q_p \approx 0,54$. Отже, в халістатичних районах біологічне перенесення свинцю внаслідок біоседиментації більш як на порядок перевищує фізичне, а в неритичних зонах біологічне і фізичне перенесення за інтенсивністю рівні.

Якщо нижче шару стрибка концентрація забруднень менша, ніж у фотичному шарі, то екзоскелети, линяльні шкурки, фекалії, мертві організми тощо в міру опускання в товщу моря можуть повертати у воду деякі забруднення за рахунок десорбції та інших процесів вивільнення зв'язаних живою речовиною забруднюючих речовин. Одночасно відбувається розклад детриту. Дна океану на глибинах $3000 \dots 5000 \text{ м}$ досить багаті з органічними залишками до $5 \dots 15 \%$ первинної продукції [14] (або $10 \dots 30 \%$ від P_3), які можуть міцно зв'язувати забруднення в ґрунтах [20].

Таким чином, на відміну від фізичного перенесення і перенесення мігруючим планктоном, біоседиментаційні процеси спричиняють не тільки перерозподіл забруднень за об'ємом, а й вилучення їх з фотичного шару. Тому їх роль у самоочищенні морського середовища, особливо стосовно до забруднюючих речовин, нагромаджуваних гідробіонтами до високих рівнів, слід вважати вирішальною.

Зміна самоочисної спроможності екосистем при різних темпах забруднення

Нині антропогенне забруднення морського середовища набуло глобального характеру. Тому цікаво було б порівняти темпи надходження різних видів забруднень у морське середовище з темпами їх біоседиментаційного вилучення.

Річне надходження свинцю в моря і океани становить величину порядку $3\text{X} \times 10^6$ т [21]; концентрується він фітопланктоном до $1,2 \cdot 10^4$ мкг/кг сирої маси [21]. Оцінимо біоседиментаційне вилучення свинцю з фотичного шару за формулою [1], припускаючи $dC_B/dt=0$ і нехтуючи його фізичним перенесенням і циркуляцією внаслідок міграції зоопланктону. Перший член правої частини виразу (1) відбиває лише перехід забруднювача з розчиненої форми у живу речовину. В стаціонарному стані обміну в середовищі згаданий член дорівнює нулю. З виразу (1) з урахуванням (2) маємо

$$\Delta C = P_3 C_r. \quad (13)$$

Тут ΔC — кількість свинцю, який може бути видалений з фотичного шару внаслідок первинного продукування Світового океану протягом року за умови, що $C_B = \text{const}$. Підставивши у (13) $C_r = 1,2 \cdot 10^4$ мкг/кг і $P_3 = 0,5P$, де $P = 5,4 \cdot 10^{16}$ г $C_{\text{орг}}$ на рік [22], або $P = 5,4 \cdot 10^{11}$ т/рік, одержимо $\Delta C = 3,25 \cdot 10^6$ т/рік, що практично збігається з річним надходженням свинцю у морське середовище.

Оскільки лише частина від P_3 депонується в ґрунтах, можна гадати, що надходження свинцю перевищує його біоседиментаційне видалення. Через це концентрація свинцю в морському середовищі, зокрема у фотичному шарі, має підвищуватися, а отже, зростатиме і його глобальна екологічна небезпечність.

Аналогічні оцінки відносно ртуті (при $C_r = 168$ мкг/кг [23]) дають величину $\Delta C = 46\,000$ т/рік, а щодо хлорорганічних забруднювачів (поліхлорбіфенілі — ПХБ) (при $C_r = 1,4 \cdot 10^3$ мкг/кг [24]) — величину $\Delta C = 380\,000$ т/рік. Якщо припустити, що ртуть і ПХБ депонуються ґрунтами в середньому по 10 % від P , або $0,2 P_3$, то річне біоседиментаційне вилучення ртуті з її надходження з морського середовища становить 9200 т на рік, а ПХБ — 7600 т на рік. Порівнюючи седиментаційне вилучення ртуті з її надходженням, що дорівнює 9000 т/рік [21], можна дійти висновку, що забруднення гідросфери згаданим елементом перебуває на межі можливостей її біоседиментаційного вилучення з морського середовища. Надходження ПХБ становить 25 000 т/рік [21]. Це порівняно з можливостями біоседиментаційного вилучення їх з фотичного шару (380 000 т/рік) показує, що екологічної небезпеки забруднення морського середовища поліхлорбіфенілами ще немає.

Оскільки глобальне надходження окремих забруднювачів у морське середовище вже перевищує межі можливостей їх біоседиментаційного видалення у Світовому океані, цікаво з'ясувати, як змінюється здатність екосистем до депонування забруднень у ґрунтах у міру підвищення концентрації забруднень у водах морів і океанів.

Звернімося до першого члена правої частини виразу (1). Він дорівнює нулю, коли відношення концентрації радіоактивної чи хімічної речовини у гідробіонті C_r до концентрації його у воді C_B дорівнюватиме граничному коефіцієнту нагромадження. При незначній зміні величини C_B і живильному шляху надходження забруднень в організми тварин кінетику нагромадження й виведення контамінантів можна інтерпретувати як наслідок обміну їх одним чи двома незалежними фондами гідробіонта з швидкостями метаболічних реакцій першого порядку [25]. Оскільки загальність міркувань не зміниться від кількості обмінних фондів у гідробіонті, розглянемо модель, яка відбиває кінетику обміну одним фондом

$$\frac{dC_r}{dt} = p(C_B K_c - C_r), \quad (14)$$

де p — константа швидкості обміну радіоактивної чи хімічної речовини; K_c — граничний коефіцієнт нагромадження. З (14) бачимо, що у стаціонарному стані $C_r = C_b K_c$, тобто C_r пропорційне C_b . При обміні біологічно важливих речовин, а також при значних рівнях забруднення величина K_c із зростанням C_b зменшується [26]; кінетика таких процесів описується рівнянням [27]

$$\frac{dC_r}{dt} = \frac{V_{\max} C_b}{K_m + C_b} - C_r p, \quad (15)$$

де $V_{\max}$ — максимальна швидкість споживання контамінанта гідробіонтом ($V_{\max} = \text{const}$); K_m — константа Міхаеліса — Ментен.

З виразу (15) бачимо, що у стаціонарному стані C_r із збільшенням C_b зменшується. Легко помітити, що при $K_m \gg C_b$ $C_r/C_b = K_c \approx \text{const}$, а при невеликих значеннях K_m величина K_c із збільшенням C_b падає. Слід пояснити, що та сама речовина може виступати не тільки як біогенна (чи «байдужа»), а і як забруднююча, токсична залежно від її концентрації. Тим-то для опису кінетики взаємодії хімічних речовин з гідробіонтами можна користатися виразом (15), який при $K_c \gg C_b$ тотожний рівнянню (14).

Рівняння (15) відбиває кінетику взаємодії при незмінній масі гідробіонта. Поширимо можливості моделі для опису кінетики обміну хімічних речовин у процесі продукування органічної речовини. Підставляючи з рівняння (15) замість C_r його значення $C_r = B_m S_m$, де S_m — кількість хімічної речовини в біомасі m -ої компоненти екосистеми, вважаючи S_m і B_m перемінними, швидкість продукування органіки гідробіонтом P_m сталою і відносячи S_m до маси B_m , одержимо

$$\frac{dC_r}{dt} = \frac{V_{\max} C_b}{K_m + C_b} - (p + P_m/B_m) C_r. \quad (16)$$

Моделі, реалізована виразом (16), відбиває кінетику концентрування і обміну контамінанта як продуцентами, так і консументами в процесі їх росту і розвитку при живильному шляху надходження у них радіоактивних і хімічних забруднювачів. При $dC_r/dt = 0$.

$$C_r = \frac{V_{\max} C_b}{(K_m + C_b)(p + P_m/B_m)}, \quad (17)$$

звідки випливає, що C_r зменшується як при збільшенні питомої продукції P_m/B_m гідробіонта, так і при зростанні C_b . Вплив на C_r питомої продукції можна пояснити тим, що у продукованій гідробіонтами органічній речовині постійно виникають незаповнені контамінантами обмінні фонди. Із збільшенням C_b настає насичення за C_r , коли $C_b \approx K_m + C_b$, тобто при перевищенні певної межі концентрації контамінанта у морській воді його концентрація в гідробіонті перестає збільшуватися.

Оскільки при живильному шляху споживання консументами хімічних речовин визначається концентрацією останніх у їжі (кінець кінцем — концентрацією контамінанта у продуцентах), викладені вище міркування щодо C_r справедливі і при визначенні C_r консументів, які нагромаджують контамінанти одночасно живильним шляхом і безпосередньо з водного середовища (через зовнішні покриви організму чи при ковтанні води).

Розглянемо залежність стаціонарних значень C_b від ΔC , припустивши, що у рівнянні (17) $V_{\max}$ дорівнює осередненій максимальній швидкості надходження контамінантів у продуковану органічну завислу речовину: K_m і p — дорівнюють осередненій константі Міхаеліса—Ментен і показникові швидкості обміну контамінантів зависями; $P_m = P_3$ і $B_m = B_3$. Підставивши C_r з виразу (17) у формулу (13), знайдемо вираз C_b

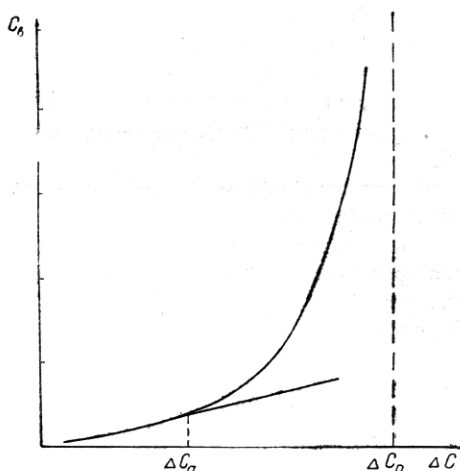
$$C_b = \frac{\Delta C K_m (p + P_3/B_3)}{P_3 V_{\max} - \Delta C (p + P_3/B_3)}. \quad (18)$$

Останнє рівняння визначає залежність концентрації контамінанта у воді фотичного шару при стаціонарному стані біоценозу й відсутності фізичного перенесення від

інтенсивності забруднення середовища контамінантами, від концентруючих і обмінних властивостей екосистеми відносно контамінанта, а також від рівня продуктивності екосистеми. З рівняння (18) бачимо, що існує верхня межа інтенсивності забруднення морського середовища ΔC , при якій у ньому може встановлюватися стаціонарний стан відносно концентрації контамінанта у воді. Прирівнюючи нулю знаменник виразу (18), одержимо

$$\Delta C_p = \frac{P_3 V_{\max}}{p + P_3/B_3}. \quad (19)$$

Звідси випливає, що межа допустимого забруднення середовища тим вища, чим більше зависей продукує екосистема і чим вища швидкість споживання контамінанта екосистемою, а також чим нижчі пи-



тома продукція екосистеми та інтенсивність виведення контамінантів із зависей. Графік залежності C_p від ΔC , табульований у загальному вигляді за формулою (18), показано на рисунку. Як бачимо, залежність має нелінійний характер. При ΔC , меншому за якусь величину ΔC_a , прирощення ΔC спричиняє лінійну і порівняно невелику зміну прирощення C_p . У цій області механізми еко-

Величини концентрації забруднювача у фотичному шарі C_p як результат взаємодії екосистеми з потоком забруднювача ΔC , що надходить до неї.

системи легко, так би мовити, невимушено, очищають середовище від забруднення. При $\Delta C > \Delta C_a$ незначні прирощення ΔC визначають чимале збільшення C_p , коли ж $\Delta C \rightarrow \Delta C_p$, $C_p \rightarrow \infty$, інакше кажучи, очисна спроможність біоценозів зменшується чи навіть зникає.

Закономірність, показану на рисунку, можна використати при розробці стратегії природоохоронних заходів. При відомих параметрах рівняння (18) можна за допустимим рівнем забруднення гідробіонтів і ступенем концентрування ними контамінантів оцінювати максимально допустиме забруднення морського середовища, тобто розраховувати гранично допустимий випуск забруднень у море. Можна також розв'язувати зворотну задачу: прогнозувати екологічну небезпеку при відомих тенденціях надходження забруднень у морське середовище.

Список літератури

1. Вернадский В. И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. М.: Наука, 1965. 374 с.
2. Взаимодействие между водой и живым веществом: Тр. Междунар. симпоз., Одесса, 6—10 октября 1975 г. М.: Наука, 1979, т. 1—2.
3. Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment.—Proc. of a Symposium, Otaniemi, 30 June — 4 July 1975. Vienna, 1975, 524 p.
4. IV^{es} journées d'études sur les pollutions marines en Méditerranée. Antalya, 24—27 nov. 1978.—CIESM Monaco) et UNEP (Nairobi). Monaco, 1979. 681 p.
5. Нелепо Б. А. Ядерная гидрофизика. М.: Атомиздат, 1970. 224.
6. Ketchum B. U., Bowen V. T. Biological factors determining the distribution of radioisotopes in the sea.—In: Proc. 2nd UN Intern. Conf. Peaceful Uses Atomic Energy. Geneva, 1958, vol. 18, p. 429—433.
7. Сравнение физического и биологического факторов переноса радионуклидов по вертикали / Бачурин А. А., Беляев В. И., Беляева О. Н., Поликарпов Г. Г.—Морские гидрофизические исследования, 1970, № 4, с. 120—127.
8. Lowman F. G., Rice T. R., Richards F. A. Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms.—In: Radioactivity in the Marine Environment. Washington, 1971, p. 161—199.

9. Small L. F., Fowler S. W. Turnover and vertical transport of zinc by the euphausiid *Meganactiphanes norvegica* in the Ligurian Sea.—*Mar. Biol.*, 1973, vol. 18, N 4, p. 284—290.
10. Заика В. Е. Удельная продукция водных беспозвоночных. Киев: Наук. думка, 1972. 143 с.
11. Смит В. О., Барбер Р. Т. Роль экскреции фитопланктона и гетеротрофного продуцирования в потоке углерода через систему апвеллинга.— В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М., 1979, с. 175—179.
12. Сорокин Ю. И. Биогеохимическая деятельность и трофическая роль бактерий в морских водоемах.— *Журн. общ. биологии*, 1973, т. 34, № 3, с. 396—406.
13. Применение радиоизотопных методов в исследовании продукционных процессов и динамики органического вещества в океане / Поликарпов Г. Г., Зесенко А. Я., Егоров В. Н., Назаров А. Б.—*Морские гидрофизические исследования*, 1976, № 3, с. 116—124.
14. Романкевич Е. А. Геохимия органического вещества в океане. М.: Наука, 1977. 256 с.
15. Петипа Т. С., Павлова Е. В., Сорокин Ю. И. Изучение питания массовых форм планктона тропической области Тихого океана радиоуглеродным методом.— В кн.: Функционирование пелагических сообществ тропических районов океана. М., 1971, с. 123—141.
16. Скопинцев Б. А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус).— *Тр. Океаногр. ин-та*, 1950, вып. 17, с. 1—290.
17. Harding G. C. H. Decomposition of marine copepods.— *Limnol Oceanogr.*, 1973, vol. 18, N 4, p. 670—673.
18. Ecological interactions of marine radioactivity / Bowen V. T., Olsen J. S., Osterberg C. L., Ravera J.— In: *Radioactivity in the Marine Environment*, Washington, 1971, p. 200—222.
19. Ведерников В. И., Стародубцев Е. Г. Первичная продукция и хлорофилл в юго-восточной части Тихого океана.— *Тр. Института океанологии АН СССР*, 1971, с. 87—90.
20. Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме.— *Мед. радиология*, 1960, № 1, с. 67—73.
21. Bernhard M., Zattera A. Major pollutants in the marine environment.— In: *Marine Pollution and Marine Waste Disposal*. Oxford; New York, 1975, p. 195—300.
22. Whittaker R. H., Likens G. The primary production of the biosphere.— *Human Ecology*, 1973, vol. 1, p. 299—369.
23. Martin J. H., Knauer G. A. The elemental composition of plankton.— *Geochim. et cosmochim. acta*, 1973, vol. 37, p. 1639—1653.
24. Williams R., Holden A. V. Organochlorine residues from plankton.— *Marine Pollution Bulletin*, 1973, vol. 4, N 7, p. 109—111.
25. Егоров В. Н. Математическое моделирование кинетики минерального обмена морских гидробионтов.— В кн.: Всесоюз. конф. по биологии шельфа, Киев, 1978, с. 37—38.
26. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М.: Атомиздат, 1964. 295 с.
27. Леонов А. В., Айзатуллин Т. А. Кинетика трансформации органических и неорганических веществ микроорганизмами морской воды (математическое моделирование).— В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М., 1979, т. 1, с. 170—181.

✓ДК 577.391:577.472

Мікробіологічні аспекти забруднення і самоочищення морського середовища Азово-Чорноморського басейну

О. Г. МИРОНОВ, доктор біологічних наук

Серед окраїнних морів, що омивають береги СРСР, Азово-Чорноморському басейну належить особлива роль. Він є всесоюзною і міжнародною здравницею, перспективним джерелом одержання морських продуктів в основному за рахунок розвитку аквакультури. Однак раціональне використання біологічних і рекреаційних багатств басейну ускладнюється забрудненням морського середовища різними відходами.

Найбільшої шкоди завдають нафта і господарсько-побутові стічні води. Останні несуть не тільки органічні речовини, що негативно впливають на морську флору й фа-