



Ảnh hưởng của các chất ô nhiễm tới hoạt động sống của sinh vật biển

Bởi:

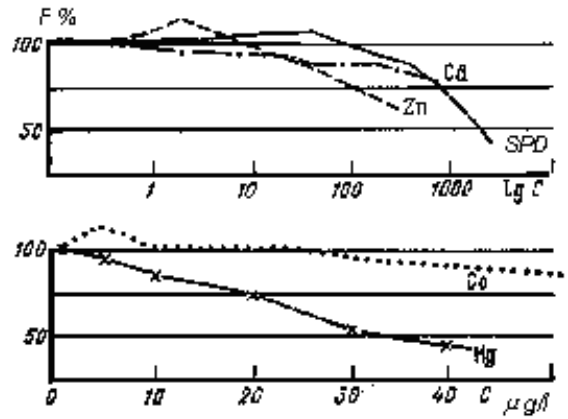
PGS. TS. NGUYỄN Phạm Văn Huân

Nhờ những kết quả nghiên cứu theo hướng sinh thái – độc tố học, đến nay chúng ta đã có được những quan niệm khá chắc chắn về đặc điểm tác động độc hại và tác động sinh lý của các chất ô nhiễm tới hoạt động sống của một số loài thủy sinh. Chúng ta sẽ xem xét những tác động đó qua thí dụ với một số nhóm sinh vật biển.

Những chất ô nhiễm trong quần xã thực vật

Các tảo đơn bào tạo thành mắt xích đầu tiên trong chuỗi thức ăn của đại dương, hình thành nên các đặc trưng sản xuất sinh học của các hệ sinh thái biển. Vì vậy, ảnh hưởng tiêu cực của ô nhiễm môi trường biển có thể thể hiện trong sự biến đổi khối lượng sản phẩm sơ cấp và phá hoại cấu trúc của quần thể, khi đó các loài nhạy cảm bị chết và thay thế bởi những loài kém hơn về phương diện dinh dưỡng. Điều này kéo theo sự biến đổi về trao đổi năng lượng và vật chất ở các bậc dinh dưỡng cao. Thực tế tất cả các loài phù du thực vật biển đều có độ nhạy cảm cao đối với các chất ô nhiễm và biểu lộ khả năng tích tụ mạnh các chất hóa học. Người ta đã nhận thấy một số kim loại nặng có khả năng phá vỡ cấu trúc của nhiễm sắc thể và làm giảm sự tổng hợp chất diệp lục.

Các hợp chất clo hữu cơ gây tác động ngừng trệ tới các hệ thống men trong các màng tế bào có chức năng chuyển hóa nitơ vào tế bào và tới cấu trúc lục lạp thể của tảo. Tính kỵ nước của các thuốc bảo vệ thực vật chứa clo hữu cơ giúp chúng cô lập ở bên trong các hợp chất phosphoglycerit của lớp lipid kép của màng tế bào, dẫn đến phá vỡ sự vận chuyển các nguyên tố dinh dưỡng vào trong tế bào.



Hình 6.1. Phụ thuộc cường độ quang hợp vào các chất độc

ở vịnh Cursh, thời gian xuân ? hè (Suliakovski, 1985)

SPD ? sản phẩm dầu của nước bị

Ảnh hưởng tiêu cực của các hydro cacbua dầu và chất tẩy được giải thích là do bản chất ái mỡ của chúng, do đó chúng dễ dàng đi qua các lớp ngưng chứa mỡ đậm của tảo, làm cho lớp mỡ trương phồng lên, tách rời vỏ tế bào, phá vỡ quá trình trao đổi chất và hình thái của các tế bào.

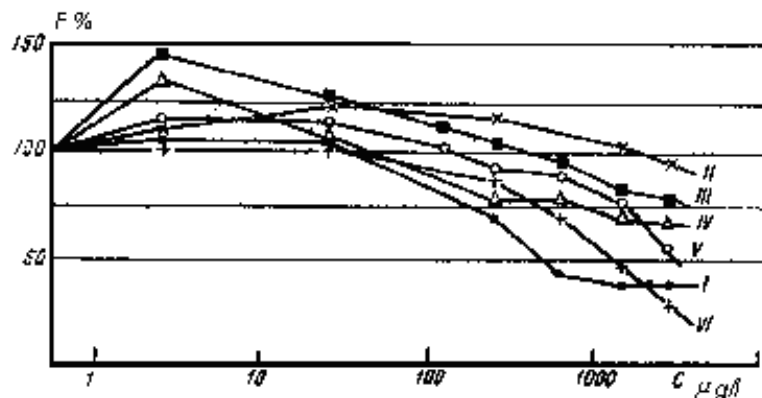
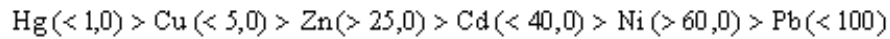
Nét đặc trưng trong sự phản ứng của tảo đối với các chất ô nhiễm là sự kích thích quang hợp ở các nồng độ chất độc thấp hay ức chế khi nồng độ tăng. Hiệu ứng kích thích xảy ra khi nồng độ thủy ngân dưới $0,1 \mu\text{g/l}$, cadimi $25\text{--}100 \mu\text{g/l}$, kẽm $10\text{--}15 \mu\text{g/l}$, các hydro cacbua dầu $1\text{--}100 \mu\text{g/l}$ (hình 6.1 và 6.2), polichlo-biphenil – dưới $0,2 \mu\text{g/l}$. Sự tăng tốc độ quang hợp và phân chia tế bào thực vật được giải thích là do sự hoạt hóa chung của các cơ chế điều chỉnh sinh lý – sinh hóa tại những liều lượng chất độc nhỏ, và do sự phá các quan hệ cộng sinh giữa tế bào và những vi khuẩn sống trên bề mặt của nó, những vi khuẩn này sử dụng các sản phẩm trao đổi ngoài tế bào của phù du thực vật với tư cách là nguồn thức ăn. Tác động kích thích của sản phẩm dầu có thể liên quan tới một số hợp chất kim loại hữu cơ có trong đó, chúng đóng vai trò các tác nhân kích thích sự tăng trưởng tế bào (Svulev, Tkachenco, 1985).

Khi tăng nồng độ thủy ngân trong môi trường từ 1 đến $100 \mu\text{g/l}$, tác động độc hại tăng và triệt tiêu hoàn toàn hoạt động sống của tế bào. Người ta đã nhận thấy rằng, tốc độ đồng hóa carbon khi có mặt các hợp chất methyl của thủy ngân sẽ bị giảm mạnh hơn so với dạng ion: tác động ức chế biểu lộ tại nồng độ $1\text{--}10 \mu\text{g/l}$. Với đồng nhận thấy tương quan ngược lại: các ion đồng độc hơn so với các dạng hữu cơ của nó. Tác động ức chế của các ion đồng được phát hiện tại nồng độ dưới $10 \mu\text{g/l}$, còn các dạng hữu cơ ? tại nồng độ $10\text{--}50 \mu\text{g/l}$. Dấu hiệu độc mạnh của chì và cadimi (làm giảm tốc độ phân bào và quang hợp $50\text{--}100 \%$ so với bình thường) biểu hiện tại nồng độ $100 \mu\text{g/l}$, khi tăng đến $1000 \mu\text{g/l}$ thì hoạt động của tế bào thực tế chấm dứt sau $15\text{--}20$ ngày. Nồng độ các kim loại

Ảnh hưởng của các chất ô nhiễm tới hoạt động sống của sinh vật biển

hơn 100 $\mu\text{g/l}$ ức chế hoạt động sống của tất cả các loại tảo. Theo trình tự tăng sức chịu đựng của các loài tảo đối với tác động kim loại với nồng độ 100–1000 $\mu\text{g/l}$, có thể sắp xếp chúng thành dãy sau: diatomê – periddiniê – lục biển – lục nước ngọt. Theo mức tác động tới thực vật phù du tự nhiên và các nồng độ hiệu ứng

Nồng độ hiệu ứng là nồng độ chắc chắn gây hiệu ứng ức chế hoặc kích thích. ($\mu\text{g/l}$), các kim loại chính cũng tuân theo một tương quan nhất định:



Hình 6.2. Phụ thuộc cường độ quang hợp của thực vật phù du tự nhiên vào tác động của sản phẩm dầu tại vùng tây ? bắc Đại Tây Dương theo nhóm trạm (I - VI) tùy theo thành phần loài của tảo (Suliakovski, 1985)

Nếu so sánh các nồng độ hiệu ứng và nồng độ thực tế của các kim loại nặng chính trong đại dương (hình 6.3), thì theo hiệu giữa chúng có thể đánh giá mức độ nguy hiểm của từng kim loại đối với thực vật phù du và lập các dãy độ nguy hiểm tiềm năng:

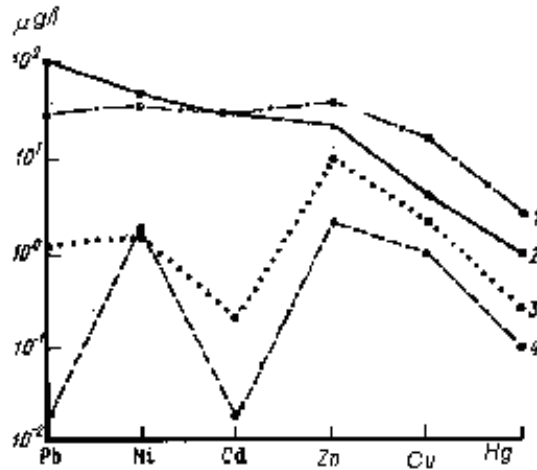
đối với các vùng sạch

$\text{Cu} > \text{Hg} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Pb}$,

đối với các vùng bị ô nhiễm

$\text{Hg} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Ni} > \text{Pb}$

(Tkachenco, 1985).



Hình 6.3. Nồng độ hiệu ứng và thực tế của các kim loại nặng chính ở Đại dương Thế giới, đặc trưng cho mức nguy hiểm sinh học của chúng (Svilev, 1985)

1 - nồng độ lớn nhất tại vùng ô nhiễm, 2 - nồng độ hiệu ứng đối với thực vật phù du tự nhiên, 3 - nồng độ trung bình trong các biển nội địa, 4 - nồng độ trung bình tại vùng khơi đại dương

Nồng độ các chất clo hữu cơ (DDT, các biến thể của nó, PCB và các chất khác), tại đó sự quang hợp bị ngừng trệ, bằng 1–1000 µg/l, nồng độ ngưỡng 0,1–1,0 µg/l.

Theo những kết quả thí nghiệm một ngày, sự thuyên giảm cường độ quang hợp 30 % so với cường độ bình thường bắt đầu từ nồng độ DDT, DDD, PCB bằng 1 µg/l. PCB, DDT, DDE, dieldrin và endrin có độc tính lớn nhất đối với các loài tảo.

Về phương diện độc tính học thì các sản phẩm dầu ít nguy hiểm hơn, bởi vì độ nhạy cảm của thủy sinh vật đối với chúng tới 2–3 bậc thấp hơn so với các thuốc bảo vệ thực vật clo hữu cơ và các kim loại nặng. Trong các đợt thí nghiệm dài tới 50 ngày, sự giảm tốc độ đồng hóa cacbon tới 40 % so với tốc độ bình thường được quan trắc thấy tại nồng độ các hydro cacbua dầu bằng 0,05 µg/l.

Tác động của các chất tẩy tới tảo nhóm chlorelli bắt đầu với nồng độ trên 50 mg/l. Nồng độ ngưỡng của các huyền phù dầu (các chất tẩy dạng berol-02, -198, EPN-5) đối với một số loài tảo nằm trong giới hạn 8–80 mg/l và thậm chí đến 500 mg/l.

Trong điều kiện ô nhiễm thực tế các hệ sinh thái tự nhiên, luôn luôn có một số chất độc cùng có mặt và tác động. Khi đó thường xuất hiện các hiệu ứng cộng tác, hiệu ứng độc hại đồng thời vượt trội hơn các hiệu ứng của các chất riêng lẻ. Thật vậy, tác động đồng thời của DDT và dầu nhiều lần lớn hơn tác động riêng lẻ của chúng tới tốc độ phân bào của tảo diatômê. Tác động đồng thời của các kim loại nặng có thể biểu lộ qua hydroxit sắt, chất này dùng làm vật thu hút các kim loại hấp phụ trên nó. Nồng độ thủy ngân 10

Ảnh hưởng của các chất ô nhiễm tới hoạt động sống của sinh vật biển

$\mu\text{g/l}$ cùng với nồng độ sắt 100–1500 $\mu\text{g/l}$ sẽ dẫn tới suy giảm số lượng tế bào tảo lục 20–50 %.

Vai trò ức chế của thủy ngân, chì và cadimi tăng lên một cách đáng kể khi có mặt các chất tẩy. Ví dụ, nồng độ chất tẩy 0,5 mg/l tỏ ra hơi kích thích sự phát triển của tảo, nhưng tác động độc của kim loại với sự có mặt của cùng lượng chất tẩy đó thì tăng lên 20–30 %. Nguyên nhân của hiện tượng này là do các kim loại (đặc biệt thủy ngân) tạo thành các hợp chất phức hợp với chất tẩy, trong quá trình phân hủy chúng xuất hiện các chất độc hơn so với các chất ban đầu (Tkachenco, Svilev, 1985).

Nước thải công nghiệp, sinh hoạt và sản xuất nông nghiệp là thí dụ về sự hiện diện đồng thời các nhóm chất ô nhiễm khác nhau. Nước thải được làm loãng mạnh thì kích thích sự tăng trưởng các loài tảo, nhưng nếu nồng độ các chất ô nhiễm trong đó lớn, nó sẽ kìm hãm sự tăng trưởng của tảo. Các dữ liệu của những đợt thí nghiệm trong phòng thí nghiệm và quan trắc hiện trường chứng tỏ rằng, sự tương tác giữa nhiều yếu tố hợp thành chính là cơ sở tác động sinh học của nước thải. Phát thải nước thải có thể dẫn đến phá vỡ thành phần loài và giảm kích thước các tế bào thực vật phù du. Thí dụ, ở ven bờ Li Băng, tại khoảng cách 10 km kể từ các bồn gom nước thải, người ta đã quan sát thấy các dạng tảo lục lam và tảo cánh kim thể chổi của tảo diatômê, một đại diện tiêu biểu của các vùng biển sạch. Đồng thời đã diễn ra những dị thường điển thể, các cực đại mùa xuân và mùa thu của mật độ phù du thực vật đã bị chuyển thành một đỉnh duy nhất vào mùa hè (Puser?Petkovich, 1976).

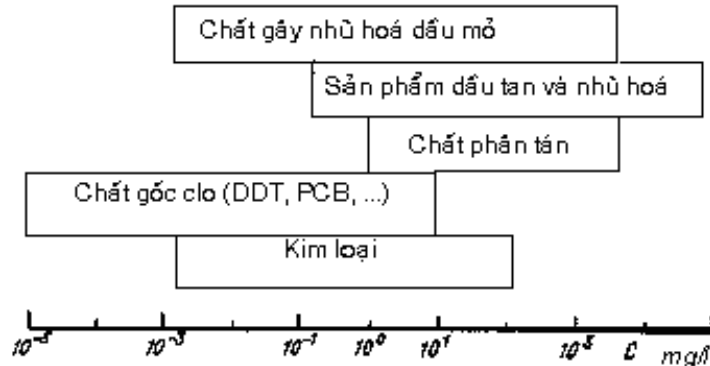
Những chất ô nhiễm trong các chuỗi thức ăn của các quần xã sinh vật biển

Dữ liệu khảo sát thực nghiệm đã cho thấy độ nhạy cảm cao của động vật phù du đối với các chất ô nhiễm. Khi có mặt các nồng độ gần gây chết của một chất độc bất kỳ trong môi trường, thì hoạt tính dinh dưỡng của các loại giáp xác lọc bị phá vỡ: tốc độ lọc sinh học và tiêu thụ thức ăn giảm. Các dạng giáp xác trong thời kỳ phát triển cá thể đầu tiên (ấu trùng vỏ giáp lớp thấp (*nauplius*) và ấu trùng các lứa tuổi) có độ chịu đựng rất kém đối với tác động của các chất độc so với những cá thể trưởng thành sinh dục.

Khi phân tích đối sánh tác động sinh học tới các cơ thể động vật phù du, người ta đã xác định được dãy giảm dần độ độc của các kim loại: methyl thủy ngân – thủy ngân – đồng – kẽm – chì – cadimi – crôm. Những nồng độ tác động tổng quát của một số chất ô nhiễm tới nhóm giáp xác (kể cả các động vật phù du nổi) được biểu diễn trên hình 6.4. Từ đây thấy rằng, thuốc trừ sâu clo hữu cơ và các kim loại nặng có độc tính lớn nhất đối với nhóm sinh vật trên, vì khoảng tác dụng độc của chúng dịch về phía các nồng độ nhỏ hơn.

Một số kim loại nặng và các nguyên tố vi lượng trong thành phần hóa học của nước biển, các thuốc trừ sâu clo hữu cơ và các nguyên tố phóng xạ, mặc dù có hàm lượng nhỏ trong nước, bị tích tụ rất nhiều trong các cá thể thủy sinh ở các bậc dinh dưỡng khác

nhau. Khoảng biến thiên của các hệ số tích tụ của một số kim loại nặng bởi các sinh vật biển rất rộng (bảng 6.1): từ không đáng kể đến rất lớn (10^6). Hệ số tích tụ của thuốc trừ sâu clo hữu cơ trong các loài thân mềm và cá tương quan khá rõ với độ hoà tan của COP trong nước (hình 6.5) và biểu lộ xu thế tăng dần theo bậc dinh dưỡng (bảng 6.2).



Hình 6.4. Khoảng nồng độ tác động của các chất ô nhiễm

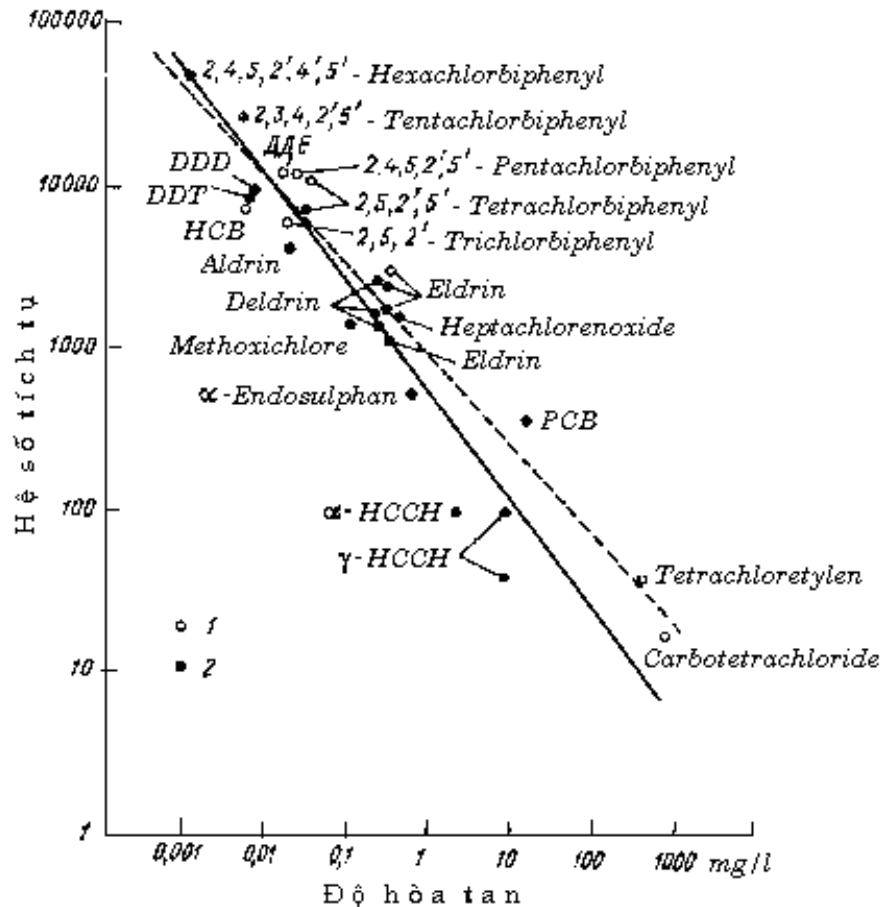
đối với loài giáp xác (Patin, 1979)

Tuy nhiên, phân bố của các hệ số tích tụ kim loại nặng và COP theo bậc dinh dưỡng có đặc điểm phức tạp. Sự tích tụ các chất độc phụ thuộc vào những tính chất hóa học và dạng tồn tại trong nước (dung dịch, chất lơ lửng) của chúng, vào cách thức ăn uống của cơ thể (sinh vật nổi, ăn chất thối rữa, thú dữ), vào những cơ chế thích nghi và đào thải chất độc ra khỏi cơ thể. Nồng độ ban đầu của chúng trong nước và thời gian lưu lại của thủy sinh vật trong môi trường ô nhiễm đều có ý nghĩa.

Thật vậy, sự tích tụ thủy ngân bởi ấu trùng silversides tăng lên theo nồng độ thủy ngân tăng trong nước tăng, nhưng bắt đầu từ tuần lễ thứ 9, thứ 10, thì cường độ của quá trình này bắt đầu giảm (hình 6.6). Từ tuần lễ thứ 9, thứ 10 tăng rất mạnh tốc độ tăng trưởng của ấu trùng, vì vậy hàm lượng tương đối của thủy ngân trong ấu trùng giảm, mặc dù sự tăng tuyệt đối vẫn tiếp tục. Do tác động của thủy ngân, thường xuyên quan sát thấy sự tụt hậu nhịp độ tăng trưởng của cá cá hồi non trong môi trường ô nhiễm so với các phương án kiểm soát. Người ta ghi nhận được sự tích tụ chì và cadimi trong các bộ phận da và xương của cá (xương, đầu, vây, da, mang) cao hơn so với tích tụ trong các mô cơ. Thủy ngân có xu thế tích tụ trong bắp thịt và gan, bởi vì nó có khả năng tạo thành những tổ hợp bền vững với các nhóm chức năng của các chất đạm.

Người ta đã biết được khả năng của các hợp chất clo hữu cơ hoà tan và tích tụ không đảo ngược trong các bộ phận chứa mỡ của sinh khối thủy sinh vật (mỡ, gan cá), vì vậy tồn tại một liên hệ tương quan dương giữa giữa hàm lượng các hợp chất clo hữu cơ và độ mỡ của thủy sinh vật, trong các cơ thể độ tăng dần theo trật tự sau: bắp cơ – tinh hoàn – thận – trứng – gan – mô tế bào béo. Các hệ số tích tụ bằng 10^3-10^4 và cao hơn. PCB

có độ nguy hiểm cao nhất, phân hủy sinh học rất chậm, và dieldrin, có độ độc nâng cao. Theo số liệu khảo sát năm 1981, nồng độ DDT và PCB trong cá bơn bắt được ở vùng phía tây biển Bantich bằng 0,005–0,73 mg/kg trong gan, 0,05–0,317 mg/kg (chất thô) trong buồng trứng. Hậu quả là, khi ấp trứng cá độ tử vong cao của cá con rất cao. Điều này chứng tỏ rằng một số cá mẹ tích tụ trong cơ thể một lượng rất lớn COP, rất độc hại cho con chúng. Sự tích tụ các chất này trong mỡ hải cẩu biển Bantich có thể giải thích được khả năng sinh sản của chúng. Năm 1980, đàn chó biển có đốm sinh sống ở vịnh Botnhicheski chỉ có 27 % cá mẹ có chửa, trong mỡ chúng có chứa DDT và PCB tuần tự bằng 88 và 73 mg/kg. Các con cái khác ở độ tuổi sinh sản không có con, vì các mô mỡ của chúng đã tích tụ DDT và PCB 1,5 lần nhiều hơn. Hàm lượng DDT trong trứng chim cộc Hà Lan (năm 1971) với độ dày vỏ 0,45 mm bằng 2 mg/kg và hàm lượng dieldrin 0,3–0,5 mg/kg khối lượng thô, trong trứng với độ dày vỏ 0,35 mm nó nhiều hơn gấp 6 và 10 lần. Do nhân tố này, vào những năm 60? 70, nhiều đàn chim định cư ven bờ đã giảm mạnh số lượng (Gerlach, 1985).



Hình 6.5. Hệ số tích tụ của một số hợp chất clo hữu cơ trong

khối lượng chất thô của nhuyễn thể (1) và cá biển (2)

tùy thuộc độ hoà tan COP trong nước (Ernst, 1980)

Bảng 6.1. Khoảng giá trị hệ số tích tụ của một số tại các bậc dinh dưỡng khác nhau (Polcarov, 1977)

| Nguyên tố | Sinh vật sản xuất | | Sinh vật tiêu thụ bậc một | | | Sinh vật tiêu thụ bậc cao | |
|-----------|-----------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|----------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| | Tảo bám đáy | Phù du thực vật và tảo sargass | Copepoda, pteropoda, salpa, drotolida | Nhuyễn thể đáy | Sinh vật nổi chính, hai chân, tôm | Cá | Lớp chân đầu |
| Cd | 11-20 | 350-600 | 80 - 10 ⁵ | (0,1-2) . 10 ⁶ | (0,03-1) . 10 ⁴ | 10 | 2800 |
| Co | 15-740 | (0,75-1) . 10 ³ | (0,0011-1) . 10 ⁴ | 24 - 260 | (0,07-1,3) . 10 ³ | 28-560 | (0,02-5) . 10 ⁴ |
| Cr | 100-500 | 70 - 600 | (0,0015-1) . 10 ⁴ | (0,6-3) . 10 ⁵ | (0,55-3,9) . 10 ³ | 3-30 | 70 |
| Fe | (1-5) . 10 ³ | (0,075-7) . 10 ⁴ | (0,044-6) . 10 ⁴ | (0,7-3) . 10 ⁵ | (0,3-3) . 10 ⁴ | (0,4-3) . 10 ³ | (1-3) . 10 ³ |
| Mo | 10-200 | 3 - 17 | 2 - 175 | 30 - 90 | 2 - 14 | 200 | 10 |
| Mn | (0,002-2) . 10 ⁴ | (0,3-7) . 10 ³ | (0,021-4) . 10 ³ | (0,3-6) . 10 ⁴ | (0,27-1,6) . 10 ³ | (0,00095-1) . 10 ⁵ | 10 ³ |
| Ni | (0,05-1) . 10 ³ | 25 - 300 | (0,002-1) . 10 ³ | (0,4-1) . 10 ⁴ | 17-90 | - | 30-80 |
| Pb | (0,8-2) . 10 ⁴ | (0,001-3) . 10 ⁶ | (0,003-2) . 10 ⁶ | (0,03-5) . 10 ³ | (0,02-6) . 10 ⁴ | (0,0005-1) . 10 ⁴ | (0,001-2) . 10 ⁵ |
| Zn | (0,08-3) . 10 ³ | (0,2-1,3) . 10 ³ | 125 - 500 | (0,14-1) . 10 ⁵ | 50 | (0,028-2) . 10 ⁴ | 2500 |

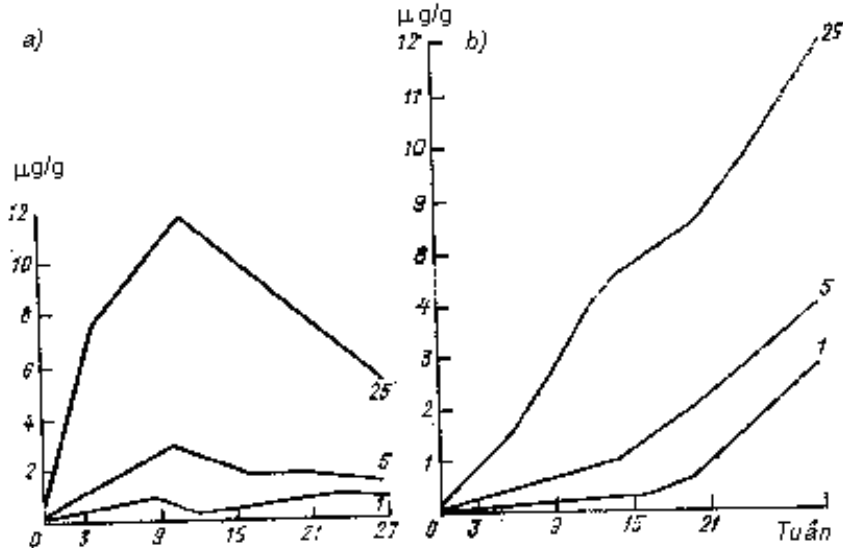
Bảng 6.2. Tích tụ thuốc bảo vệ thực vật (các biến thể DDT và dieldrin)

trong quần thể sinh học ở sông Hudzon (Kneip và nnk., 1972)

| Hợp phần hệ sinh thái | Nồng độ 10 ²⁹ g/g | Hệ số tích tụ |
|-----------------------|------------------------------|---------------|
| Nước | 0 - 0,02 | - |
| Sinh vật nổi | 20 - 150 | 1000 - 7500 |
| Tảo | 30 - 100 | 1500 - 5000 |

Ảnh hưởng của các chất ô nhiễm tới hoạt động sống của sinh vật biển

| | | |
|----------|-------------|----------------|
| Thân mềm | 30 – 100 | 1500 – 5000 |
| Cá | 30 – 100 | 1500 – 5000 |
| Chim | 1000 – 3000 | 50000 – 150000 |



Hình 6.6. Tích tụ tương đối (a) và tuyệt đối (b) thủy ngân trong silversides con non (Storogiuk, 1985)

Số trên đường cong - nồng độ thủy ngân, µg/l

Những nghiên cứu trong phòng thí nghiệm cho chúng ta cơ hội đánh giá độ tính của các chất tẩy tới động vật biển không xương sống (bảng 6.3). Từ đây thấy rõ các chất tẩy không sinh ion độc hơn nhiều so với các chất tẩy hoạt tính anion.

Theo kết luận của S. A. Patin (1979), các thành phần hữu cơ của ô nhiễm hóa học theo trật tự giảm dần độ độc tạo dãy sau đây: hợp chất clo hữu cơ - sản phẩm dầu hoà tan và huyền phù - chất hoạt động mặt (chất tẩy và nhũ tương dầu mỡ). Các dải nồng độ ngưỡng nhỏ nhất và độc hại của ba nhóm chất này lần lượt là 10^{-5} - 10^{-2} , 10^{-2} - 10^{-1} và 10^{-1} - 10^0 mg/l đối với tổ hợp các loài và dạng nhạy cảm nhất của các nhóm sinh vật biển chủ yếu. Trên toàn Đại dương Thế giới nhận thấy một xu thế chung tăng nồng độ trung bình các kim loại nặng trong cá các biển nội địa 2-4 lần so với các loài cá đại dương, tương ứng với quy luật vĩ mô tăng mức ô nhiễm môi trường biển và xu thế của các quá trình địa hóa tự nhiên.

Bảng 6.3. Nồng độ các chất tẩy tổng hợp (mg/l) dẫn tới tử vong 50 %

các động vật biển không xương sống tiêu biểu (Nelson-Smit, 1977)

| Loài không xương sống | | | | |
|----------------------------------|-------------------------|----------|-----------|----------|
| Chất tẩy hoạt tính anion | Chất tẩy không sinh ion | | | |
| 48 giờ | 96 giờ | 48 giờ | 96 giờ | |
| <i>Capitella capitata</i> | 1,0– 10 | 1,0– 5,0 | 1,0– 5,0 | 0,1– 2,5 |
| <i>Scolelepis fuliginosa</i> | 10–25 | 0,1– 1,0 | 0,5 – 5,0 | 0,1– 2,5 |
| <i>Crangon crangon</i> | 100 | – | 33 – 100 | – |
| <i>Sphaeroma serratum</i> | 800 | 10 – 25 | 10 – 100 | 5,0– 50 |
| <i>Mytilus gallaprovincialis</i> | 800 | 5,0 – 25 | 1,0 – 25 | 0,5– 50 |

Ô nhiễm hệ cá bởi các hợp chất clo hữu cơ (DDT và PCB) cũng tăng một cách có quy luật theo dãy: biển thẳm – vùng ven bờ – biển nội địa. Hàm lượng DDT và PCB trong các họ cá biển thường vượt trên một bậc, hoặc hơn nữa, so với hàm lượng trong cá đại dương.

Tổng hàm lượng thủy ngân, chì và cadimi trong hải sản ở đại dương chưa đạt tới mức nguy hiểm đối với sức khỏe con người. Thí dụ, với mức tiêu thụ cá hàng ngày trung bình ở Pháp bằng 232 gam một người, hấp thụ thủy ngân bằng 31,3 µg/ngày, thấp hơn nhiều tổng mức tiêu thụ thủy ngân cho phép đã được các chuyên gia của Tổ chức Y tế Thế giới xác định bằng 300 µg/tuần. Tuy nhiên, trong một số tình huống ô nhiễm địa phương, mức độ tập trung kim loại độc trong cá có thể đạt tới những giá trị nguy hiểm, bằng chứng về chuyện đó là nhiều lần xuất hiện bệnh Minamata.

Sự tích tụ đồng vị phóng xạ bởi cơ thể thủy sinh vật

Tác động sinh học của những đồng vị phóng xạ khác nhau phụ thuộc vào loại tia chúng phát ra. Các hạt alpha xâm nhập tới các mô không hại đến độ sâu 0,06 mm, tia beta ? đến 20 mm, tia gamma xuyên qua mô bất kỳ thực tế không có trở ngại gì. Nguyên nhân gây nhiễm xạ sinh vật biển còn bao gồm cả các đồng vị có trong các mô của chúng. Vì vậy, các sinh vật dạng khác nhau và kích cỡ khác nhau sẽ chịu tác động của phóng xạ theo một cách khác nhau. Bức xạ phóng xạ gây nên tác động bất lợi tới các quá trình sinh lý khác nhau và tới các gien trong thể nhiễm sắc thể của các bào sống (hiệu ứng gây đột biến).

Các thủy sinh vật ăn những đồng vị phóng xạ từ môi trường nước thông qua mô các mô da, bộ phận mang hay đường tiêu hóa, ngoài ra, sự tiêu hóa các đồng vị phóng xạ diễn ra cả dưới hình thức bị động lẫn chủ động (Persov, 1978). Trao đổi bị động liên quan tới sự san bằng các gradient nồng độ muối trong nước và trong các mô và đó là quá trình hấp phụ ở bề mặt, hiệu suất của quá trình này phụ thuộc nhiều vào diện tích các mô da. Hình thức này tạo nên sự tích tụ các đồng vị phóng xạ đặc biệt mạnh ở các sinh vật có

bề mặt cơ thể phát triển (thực vật phù du, lớp tôm cua, bọt biển v.v...). Quá trình tích tụ tích cực liên quan tới khả năng của các màng lọc sinh học hấp thụ các đồng vị phóng xạ từ môi trường nước. Khi mức phóng xạ nước biển cao, phương pháp hấp phụ để thu lấy các đồng vị phóng xạ sẽ là phương pháp thống trị. Khi mức phóng xạ ở môi trường thấp, vai trò chính trong ô nhiễm sinh vật có thể là những liên hệ dinh dưỡng, chuyển tải các đồng vị qua các khâu của chuỗi dinh dưỡng. Các cơ thể phù du sinh vật tích tụ đồng vị phóng xạ từ môi trường trong quá trình đồng hóa sinh học, hấp phụ và lọc sinh học.

Bảng 6.4. Hệ số tích tụ đồng vị phóng xạ trong sinh vật biển (Policarpov, 1964)

| Sinh vật | ^{90}Sr | ^{137}Cs | ^{90}Y | ^{144}Ce |
|--------------------|------------------|-------------------|-----------------|-------------------|
| Tảo cánh kim | 6 | - | - | 340 |
| Tảo lục | 1 - 4 | - | 630 - 900 | 340 - 2400 |
| Tảo diatômê | 1 - 17 | 1 - 2 | - | 2000 - 3300 |
| Tảo nâu | 14 - 40 | 27 - 30 | 220 | 350 |
| Ruột khoang | 1 | 7 | 40 | 140 |
| Giáp xác | 0,1 - 8 | 2 - 15 | 100 - 110 | 180 - 220 |
| Thân mềm (vỏ giáp) | 10 | 0 | 250 | 40 |
| Thân mềm (thân) | 0,9 | 6 - 12 | 12 | 360 |
| Cá (trứng) | 0,8 | - | 100 - 1000 | - |

Hệ số tích tụ

Hệ số tích tụ các chất độc K_t ? tỉ số nồng độ chất độc trong một đơn vị khối lượng chất tươi trên nồng độ trong cùng khối lượng của nước xung quanh.

$^{55,59}\text{Fe}$ và ^{60}Co trong chất của sinh vật phù du (tảo diatômê) rất lớn và bằng hàng chục và hàng trăm nghìn. Giá trị của hệ số tích tụ đối với ^{90}Sr là 70-1500, đối với ^{144}Ce - gần 200 và đối với ^{137}Cs chỉ bằng 1-2. Tốc độ tích tụ tương đối đáng kể: từ vài phút cho đến một số ngày. Những nguyên tố ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{131}Y và các đồng vị mảnh vụn cũng tích tụ nhanh như vậy.

Sự hấp thụ các chất đồng vị phóng xạ bởi sinh vật biển diễn ra song song với sự thu nhận một chất tương tự bền vững nào đó mà trong điều kiện bình thường những sinh vật đó vẫn sử dụng. Thí dụ, người ta đã thấy rằng trong các loài thân mềm có mang và giun đốt thường tích tụ mangan bền vững, thì hàm lượng ^{54}Mn cũng tăng cao. Diễn biến của Pluton trong sinh vật biển cũng phụ thuộc vào bậc dinh dưỡng của sinh vật, ngoài ra các sinh vật bậc cao hơn tích tụ Pu với khối lượng ít hơn. K_t đối với Pu trong cá 25-30 lần nhỏ hơn trong tảo. Nói chung, theo kết quả số liệu quan trắc, thì không tìm thấy một mối liên hệ trực tiếp giữa K_t và bậc dinh dưỡng của sinh vật (bảng 6.4).

Tích tụ ^{90}Sr và ^{137}Cs trong thủy sinh vật phụ thuộc vào độ muối biển và nồng độ của các đồng loại hóa học của những đồng vị phóng xạ này – can xi và kali. Khi độ muối giảm, K_f của các đồng vị phóng xạ này thường tăng lên. Nồng độ ^{90}Sr và ^{137}Cs tăng lên trong cá và nước theo hướng từ các vùng nước ở phía nam của đại dương lên các vùng phía bắc và đạt các giá trị lớn nhất trong các biển nội nông của bắc bán cầu.

Tác động của sự ô nhiễm nhiệt môi trường nước

Ô nhiễm nhiệt mặt các hồ chứa nước mặt và các vùng biển ven bờ xuất hiện do phát thải nước nóng bởi các nhà máy điện và một số cơ sở sản xuất công nghiệp.

Vào cuối những năm 60 của thế kỷ 20, tại nước Anh để làm mát các buồng cô đặc của các nhà máy điện đã sử dụng đến $18.10^9 \text{ m}^3/\text{năm}$. Theo dự báo, trong thời kỳ những năm 90 của thế kỷ 20, hơn 40 % nước sông của Mỹ (bảng 6.5) sẽ dùng để làm mát các hệ thống máy móc, mặc dù người ta cũng đã dự định chuyển hai phần ba số buồng cô đặc sang chế độ làm mát theo chu trình kín.

Bảng 6.5. Đánh giá sử dụng nước ngọt của các nhà máy điện nguyên tử ở Mỹ

từ năm 1980 đến năm 2000 (Belter, 1975)

| Năm | Công suất dự kiến 10^3 MW | Thể tích nước cần để làm mát m^3/s | Mất mát do bay hơi m^3/s |
|------|-----------------------------|--|--|
| 1980 | 102000 | 1685 | 53 |
| 1985 | 250000 | 3741 | 184 |
| 1990 | 475000 | 8227 | 416 |
| 2000 | 1090000 | 20437 | 1050 |

Sự phát thải nước nóng trong nhiều trường hợp gây nên tăng nhiệt độ nước trong thủy vực lên 6–8 °C. Diện tích các vệt nước nóng ở các vùng biển ven bờ có thể đạt tới 30 km^2 . Phân tầng nhiệt ổn định hơn cản trở sự trao đổi nước bình thường giữa các lớp mặt và lớp nằm dưới. Độ hoà tan của ôxy giảm, còn lượng tiêu thụ nó lại tăng lên, bởi vì khi nhiệt độ tăng, các vi khuẩn ưa khí hoạt động phân hủy chất hữu cơ mạnh hơn. Nồng độ của các chất khí khác cũng bị giảm. Thí dụ, khi giảm hàm lượng nitơ trong nước, người ta thấy những trường hợp chết cá do tắc mạch khí (xuất hiện những bong bóng nhỏ của khí nitơ trong máu của cá).

Trong các hệ sinh thái bị ô nhiễm nhiệt, quá trình trao đổi chất của các quần thể thay đổi đáng kể. Hoạt tính tế bào và cường độ hô hấp của toàn quần lạc sinh vật tăng cường. Sự

đa dạng loài của phù du thực vật và toàn bộ thế giới tảo bị giảm. Thí dụ, khi tăng nhiệt độ 10 °C, sự đa dạng loài của tảo điatômê giảm 2,5 lần. Ô nhiễm nhiệt kích thích quá trình phân ly của các loài thực vật. Người ta ghi nhận được rằng tại 25°C tảo điatômê thay đổi thành tảo lục (*chlorophyceae*), những loài này tại 33–35°C lại nhường chỗ cho tảo lam (*cyanophyceae*). Sự tăng một cách dị thường khối lượng các loài tảo xanh - lam gây nên tác động xấu đối với các thủy động vật không xương sống và có xương sống ăn thực vật, bởi vì những tính chất dinh dưỡng của tảo xanh - lam tồi hơn của tảo lục và tảo điatômê. Ngoài ra, tảo xanh - lam còn chứa những chất độc có khả năng tích tụ trong các chuỗi thức ăn. Nhiều thành viên của quần thể động vật rất nhạy cảm đối với ô nhiễm nhiệt: động vật phù du giảm số loài, số lượng ấu trùng của các loài côn trùng làm thức ăn cho cá cũng giảm. Nhiều khi các loài thân mềm cũng bị tổn hại. Thí dụ, nhiệt độ nước tăng lên 10°C trong sông Saint Lavrentia ở vùng Québec đã dẫn tới hủy hoại hoàn toàn quần thể thân mềm trên diện tích 40 hecta.

Mỗi loài cá có thể được đặc trưng bởi một nhiệt độ tử vong thấp T_{IVb} , khi nhiệt độ môi trường thấp hơn nhiệt độ này thì loài không thể tồn tại được, và một nhiệt độ tử vong cao T_{IVc} , khi nhiệt độ môi trường cao hơn nhiệt độ này thì cá cũng sẽ chết do thừa nhiệt. Khoảng nhiệt độ môi trường sinh sống rộng và nhiệt độ T_{IVc} cao đặc trưng cho những loài cá chịu đựng được dải biến thiên nhiệt độ rộng, như các chép. Trong chu kỳ năm, cá thích nghi với những thay đổi nhiệt độ nước. Vào mùa hè, T_{IVc} của chúng tăng, còn mùa đông thì giảm. Nói chung, đối với các loài cá có xương có giá trị khai thác lớn, thì một sự gia tăng nhiệt độ bất kỳ đều có thể gây giảm sút nhịp độ ăn uống, chậm tăng trưởng sinh khối, chóng già và giảm số lượng trứng, rút ngắn tuổi đời.

Các chuyên gia của Tổ chức Lương thực Thế giới (FAO) đã thiết lập những tiêu chuẩn sau đây đối với nước lục địa: mùa đông Δt không lớn hơn 5–6 °C, mùa hè nhiệt độ không được vượt quá 23 °C đối với cá hồi trắng (*Coregonus lavaretus*), 21°C đối với cá hồi (*Salmo*), đối với cá chép Δt không lớn hơn 9°C và nhiệt độ lớn nhất là 30 °C. Tiêu chuẩn chấp nhận ở Liên Xô cho phép Δt vào mùa hè không lớn hơn 3°C.

Tuân thủ những đòi hỏi cần thiết có thể bằng hai con đường: 1) đẩy nhanh quá trình hòa trộn nước thải nóng với toàn khối nước của thủy vực (thí dụ, đổ thải vào các lớp sâu), 2) cô lập nước nóng trong vùng nó xuất hiện và độc lập làm lạnh, không liên quan tới thủy vực nhờ các hệ thống cung cấp nước quay vòng kín.

Sự ô nhiễm của các quần xã sinh vật sống trên mặt nước và trong lớp nước mỏng sát mặt

Các chất ô nhiễm, tụ tập gần lớp mặt vi mỏng, tiếp xúc trực tiếp với các sinh vật định cư trong sinh cảnh sát mặt nước đại dương. Trong thành phần của quần lạc sinh vật mặt có những ấu trùng và con non của một số loài thủy sinh vật đánh bắt rất có giá trị, nhiều loài thực vật phù du và cả thế giới vi khuẩn, đóng vai trò quan trọng trong các quá trình

ôxy hóa và biến đổi chất hữu cơ trên bề mặt đại dương. Vì vậy, ô nhiễm lớp mặt vi mỏng gây nên một hậu quả sinh thái nguy hiểm của ô nhiễm đại dương (Izrael, Shiban, 1985).

Sinh vật sống trên mặt nước (pleuston) liên quan với lớp váng mặt đại dương. Những dạng chính của sinh vật sống trên mặt nước là physalis, vellela, porkita, có khả năng sinh sản rất lớn. Trên những diện tích lớn của đại dương số lượng chúng và sinh khối rất lớn (1 g/m^2 và hơn).

Các sinh vật sống sát mặt nước (neuston) hay sinh vật bơi dưới mặt sống ở dưới lớp màng sức căng bề mặt trong lớp nước dày 2-5 cm. Thành phần loài rất đa dạng: sinh vật nổi loại cá, động vật không xương sống, trứng, ấu trùng và con non động vật bộ chân bụng (*gastropoda*), nhuyễn thể hai thân, động vật bộ chân kiềm (*copepoda*), giáp xác mười chân, lớp sứa ống (*siphonophora*), giun nhiều tơ (*polychaeta*). Một số loài sinh vật sống ở lớp sát mặt suốt đời, một số khác – chỉ có giai đoạn phát triển sơ khai (vài tháng), loại thứ ba – chỉ vào lúc tối trong ngày. Sinh khối chung của sinh vật sát mặt nước vào khoảng 2–3 tấn/km³ nước sát mặt.

Neuston và pleuston là những khâu liên hệ giữa các quần thể ở trong biển. Thông qua chúng diễn ra các dòng vật chất và năng lượng hướng tới các sinh cảnh lân cận. Những nồng độ lớn của hydrô cacbua dầu mỡ, PCB, DDT, PAH và các chất độc hại khác trong các váng mặt chứng tỏ về khả năng tích tụ các chất ô nhiễm bởi sinh vật neuston với liều lượng nguy hại cho hoạt động sinh sống của chúng và chuyển hóa mạnh sang các dạng sinh cảnh khác. Ở những giai đoạn trẻ, những sinh vật này phản ứng rất mạnh đối với các nồng độ gần gây chết của chất độc. Điều này dẫn đến những hậu quả rất tiêu cực, kể cả đến sự phá hủy hoàn toàn chức năng của quần thể. Thật vậy, váng dầu tác động hủy diệt đối với cá con, không cho chúng thở lấy đủ không khí chỉ để lấp đầy bong bóng bơi để bơi.

Các chất ô nhiễm tác động rất mạnh tới các vi khuẩn neuston. Chức năng chuyên môn sinh thái chính của những sinh vật này là phá hủy và chuyển hóa các chất hữu cơ từ không khí lắng xuống và từ các lớp phía dưới mặt đi lên. Phù du vi khuẩn là một quần lạc vi khuẩn độc đáo, đặc trưng bởi số lượng và sinh khối lớn, sản lượng sinh khối vi khuẩn cao, rất đa dạng về phân loại học, với các loài không chân *psedomonas* và không màu *achromobacter* phát triển ưu thế, có mặt nhiều đại diện nhóm sinh lý khác nhau – phân giải đạm, phân giải mỡ, ôxy hóa hydrô cacbua, ôxy hóa phenol và các nhóm khác kết hợp trong những tổ hợp biến động thể hiện những đặc điểm môi trường sinh sống của chúng. Trong một đơn vị thể tích nước của vi sinh cảnh lớp mặt tập trung vi khuẩn tới hàng trăm và hàng nghìn lần lớn hơn ở trong các lớp nước khác của biển.

Do tác động của các chất ô nhiễm tới vi khuẩn mặt diễn ra sự biến đổi qthành phần các quần thể vi sinh và tích tụ những dạng chỉ thị, ức chế những tính chất tạo men của tế bào vi khuẩn, làm chậm tốc độ nhân bản và sản xuất vi khuẩn.

Những hậu quả sinh thái của sự ô nhiễm đại dương

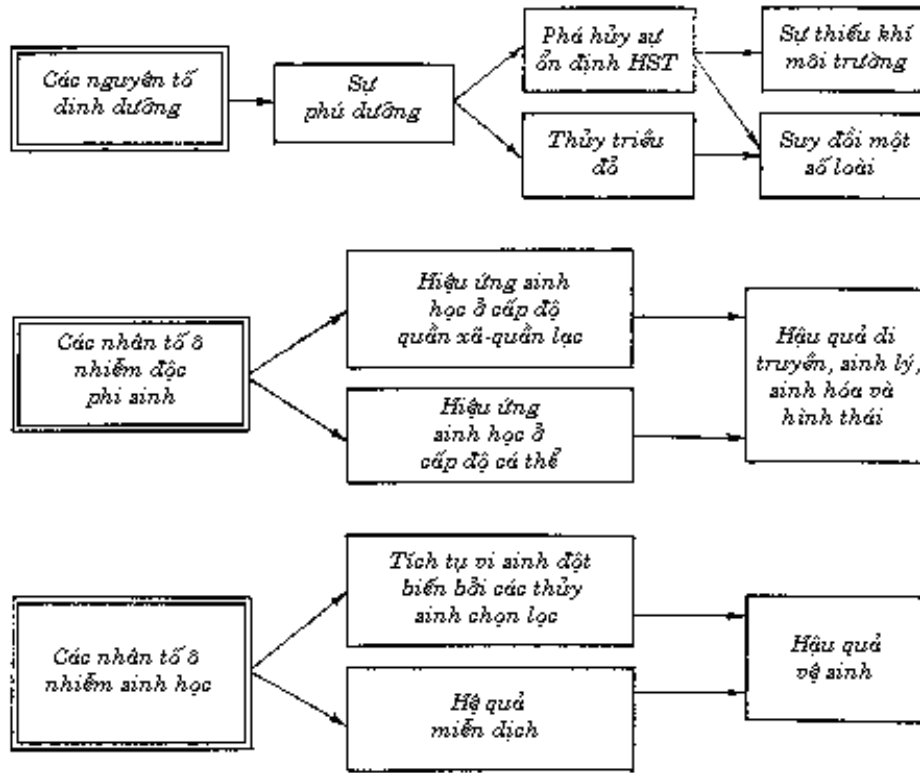
Trên cơ sở khái quát hóa nguồn tài liệu thực nghiệm to lớn (Izrael, Shiban, 1986) có thể kết luận rằng, những hiệu ứng của tác động nhân sinh được biểu lộ ở các cấp độ cá thể (hậu quả sinh học) và cấp độ quần xã – quần lạc (hậu quả sinh thái). Những hậu quả sinh học bao gồm các biến đổi về đặc điểm sinh hóa, hình thái, sinh lý và di truyền trong sinh vật (Shiban, 1979). Ở cấp độ cá thể, các chất độc dẫn đến sự thay đổi về thành phần hóa học của tế bào, đặc điểm của các hệ thống tạo men, quá trình hô hấp, điều tiết thẩm thấu, tăng trưởng và sinh sản, xuất hiện những đột biến, phát sinh ung thư, các dạng bệnh lý, thay đổi kích thước tế bào, sự phá chuyển động và định hướng của cơ thể sinh vật trong không gian. Tác động của các chất ô nhiễm càng tăng cường khi tập trung (tích tụ sinh học) các chất độc hại (một số kim loại, COP, PAHC, đồng vị phóng xạ) trong mô của thủy sinh vật và đặc biệt khi chuyển hóa năng lượng thức ăn từ bậc dinh dưỡng này sang bậc khác.

Sự phá vỡ đặc tính quần xã – quần lạc biểu hiện trong sự biến đổi sinh khối trung bình quần xã sinh vật mặt và sinh vật đáy, sự thuyên giảm số lượng loài hay họ thủy sinh vật, sự xuất hiện các sinh vật mới (ví dụ, vi sinh vật đột biến), sự biến đổi tương quan giữa các quá trình sản xuất và phân hủy chất hữu cơ, sự phá hoại quá trình trao đổi sinh thái, sự xuất hiện các sinh vật chỉ thị. Sự ô nhiễm môi trường biển dẫn đến làm đơn giản cấu trúc hệ sinh thái, thay thế các dạng chuyên môn hóa cao bằng các dạng chống đối (các dạng cây li) và thuyên giảm sự đa dạng của hệ sinh thái.

Thí dụ về những hậu quả của tác động lâu dài của các chất thải ô nhiễm có thể là những thay đổi đang diễn ra trong hệ sinh thái của Hắc Hải (Mironov, 1987). Riêng năm 1984, vùng nước biển tiếp nhận 68 nghìn tấn dầu mỏ, 4 189 tấn chất hữu cơ, 40 692 tấn chất lơ lửng, 129 tấn photpho và 130 nghìn tấn nitơ. Hàng năm, phát thải vào biển gần 3,9 km³ nước thải nguồn gốc công nghiệp và sản xuất – sinh hoạt. Ô nhiễm môi trường phi sinh vật gây nên những biến đổi đáng kể trong trạng thái quần thể động vật và thực vật. Sự phát triển ồ ạt tảo đơn bào đã trở thành bình thường ở các vùng ven bờ, sau khi chúng chết đi dưới đáy xuất hiện sự thiếu hụt ô xy, gây nên nhiều vụ chết cá. Trong tài nguyên sinh học biển bị cắt giảm số lượng các dạng bám đáy và trẻ hóa dần quần xã chúng. Trong quần lạc sinh vật đáy vùng thềm tây – bắc đã thay đổi tương quan các nhóm sinh thái. Thí dụ, từ năm 1964 đến 1983, diện tích các khu định cư, các chỉ số sinh khối và trữ lượng trai thân mềm đáy bị suy giảm gần hai lần. Quần xã thực vật bộ lá ở phân tây – bắc biển rơi vào thái khủng hoảng. Dự trữ cá đáy, như thòn bon – kalkan, đã bị giảm 15 lần trong quãng thời gian này. Số lượng bò biển, thòn bon lưỡi và các cá khác đã giảm rất mạnh.

Những tác động tương tự có thể xảy ra cả trong các hệ sinh thái vùng khơi đại dương, bởi vì chúng được điều tiết rất chính xác và nhạy cảm hơn đối với sự ô nhiễm. Đặc biệt tổn thương các hệ sinh thái còn đang ở trong giai đoạn phát triển đầu (thí dụ, các hệ sinh

thái nước trời) và các hệ sinh thái vùng cực, nơi đây tốc độ các quá trình phân hủy sinh học thấp.



Hình 6.7. Những hậu quả sinh thái của sự ô nhiễm đại dương

(Izrael, 1984) (HST ? hệ sinh thái)

Sơ đồ tổng quát về những hậu quả sinh thái của sự ô nhiễm đại dương được biểu diễn trên hình 6.7.

Hiện nay, các quần xã sinh vật đại dương bắt đầu chịu những tác động thường trực của các nhân tố có cường độ nhỏ – những liều lượng độc hại thấp (Izrael, Shiban, 1986). Các chất độc bền vững sinh hóa gồm tham gia vào các chu trình sinh học và tích tụ mạnh bởi thủy sinh vật biển. Tác động lâu dài của các liều lượng chất độc nhỏ, có khả năng gây hiệu ứng đột biến và nhiễm độc, có thể dẫn đến phá vỡ mạnh hoạt động sống của sinh vật biển và thông qua chuỗi các phản ứng kế tiếp nhau gây nên những rối loạn chức năng của các hệ sinh thái vùng khơi đại dương. Để tìm hiểu những xu thế như vậy, phải có quan trắc dài hạn về thực trạng các quần xã phù du sinh vật đồng thời với những khảo sát về động thái các hệ sinh thái.

Hiện nay, nồng độ trung bình của các chất ô độc phổ biến ở đại dương 1–3 bậc thấp hơn những giá trị tới hạn, trực tiếp gây nên những biến đổi tiêu cực trong các hệ sinh thái.

Ảnh hưởng của các chất ô nhiễm tới hoạt động sống của sinh vật biển

Tuy nhiên, ngay từ bây giờ, mức sản xuất sơ cấp của Đại dương Thế giới đã 10 % thấp hơn giá trị dự báo ở điều kiện không ô nhiễm (Patin, 1979).