

TRANSFERÊNCIA E TRANSFORMAÇÕES DE POLUENTES NAS CADEIAS ALIMENTARES E ECOSISTEMAS AQUÁTICOS*

SAMUEL MURGEL BRANCO **

1 — INTRODUÇÃO

Do ponto de vista da utilização da água para abastecimento das populações humanas, podem-se distinguir dois aspectos fundamentais da poluição: o transporte direto de seres patogênicos ou de substâncias tóxicas ao homem que bebe a água e o das modificações ambientais produzidas por fatores físicos e químicos na água. No primeiro caso, a água constitui apenas um veículo e a nocividade da poluição não diz respeito a alterações produzidas no ambiente, mas sim à ação direta dos elementos transportados. A este tipo de poluição é conveniente chamar de **contaminação**. Por outro lado, a poluição ecológica afeta os organismos que vivem no interior da massa de água (e não ao homem), os quais podem não ser afetados pelos fatores de contaminação — ou, pelo menos, pelos organismos patogênicos ao homem.

Entretanto, do ponto de vista da preservação da vida aquática, a distinção não é tão simples. Podem-se reconhecer, também, dois tipos de efeitos exercidos pelas substâncias poluidoras: um efeito direto, sobre a fauna e a flora, através de substâncias tóxicas oriundas de atividades industriais ou agrícolas, e um efeito indireto, causado por modificações ecológicas conseqüentes da poluição. Neste último caso, os compostos poluidores não possuem caráter nocivo, mas freqüentemente consistem de compostos orgânicos introduzidos em excesso (Branco, 1965, 1972).

Na América Latina — embora possa parecer incompatível com as deficiências alimentares de suas populações — a poluição industrial se deve, em grande parte, a perdas ou mal aproveitamento das matérias-primas. O lixo, nas principais cidades brasileiras, contém entre 70 e 88% de matérias putrescíveis, enquanto que nos Estados Unidos e diversos países europeus, essa porcentagem é da ordem de 30 a 60% em média (Branco, 1964). Nos principais centros brasileiros produtores de açúcar de cana, a poluição dos rios é produzida pelo próprio açúcar, e não por subprodutos secundários de sua fabricação.

Assim é que, enquanto nos países desenvolvidos a principal preocupação, em relação à proteção do meio e à produção de alimentos, é dirigida à conversão do lixo, esgotos e outros resíduos não aproveitáveis em alimento utilizável, nos países da América Latina devemos concentrar nossa atenção e esforços nos processamentos industriais, com o objetivo de aproveitar melhor as matérias-primas e evitar desperdícios do próprio produtor industrial.

2 — EFEITOS DOS POLUENTES BIODEGRADÁVEIS

Quando peixes e microrganismos aeróbios unicelulares vivem em competição pelo oxigênio disponível em um ecossistema aquático, os primeiros são menos favorecidos. Isto se prende ao fato de os unicelulares apresentarem uma relação superfície-volume muito grande, como também possuem seus enzimas oxidativos situados nas membranas superficiais (Dugan, 1972).

A introdução de compostos orgânicos biodegradáveis em um corpo d'água favorece a

* Palestra proferida em curso promovido pela FAO em Lima, Peru, fevereiro de 1975.

** Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, da U.S.P.

reprodução proporcional de bactérias e outros microorganismos consumidores, que entram em competição pelo oxigênio, com os peixes e outras formas desenvolvidas de animais aquáticos. Se a concentração do elemento trófico for demasiada, a população de microorganismos será proporcionalmente grande, produzindo uma demanda respiratória de oxigênio, conhecida como **Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)**. Essa demanda poderá provocar a queda das concentrações de oxigênio a um nível incompatível com as necessidades respiratórias dos invertebrados e vertebrados aquáticos. Os organismos unicelulares, ao contrário dos pluricelulares em geral, podem respirar em ambientes de tensões de oxigênio muito baixas, o que lhes permite retirar o oxigênio do meio ambiente até a completa exaustão, quando são então substituídos por seres anaeróbios.

Esse é o tipo mais comum de alteração ecológica produzida por despejos de esgotos domésticos e industriais com alto conteúdo de matéria orgânica. Fenômeno idêntico pode ser produzido em consequência de alto grau de eutrofização, quando massas de algas flutuantes (principalmente cianofíceas) se decompõem principalmente junto às margens dos lagos. Em algumas represas (Branco, 1966; Zago, 1972) e em baías da costa marinha (Sears, 1964), puderam ser observadas quedas do oxigênio dissolvido a concentrações inferiores a 2 mg/l.

Certos compostos orgânicos tóxicos são também biodegradáveis e, por isso, não se acumulam nas cadeias alimentares. Os cianetos, fenóis, formaldeídos etc., podem ser decompostos e utilizados como fonte de carbono pelos microorganismos aquáticos. No Brasil são comuns indústrias de farinha ou amido de mandioca que usam variedades que possuem compostos cianogenéticos. A hidrólise desses compostos conduz à produção de cianetos que chegam às águas dos rios receptores juntamente com o despejo bruto das indústrias. Para tais resíduos, foram desenvolvidos sistemas aeróbios de tratamento biológico, que removem totalmente os cianetos (Hess, 1962; Branco, 1967). Os microorganismos mais ativos, nessa decomposição, são bactérias do grupo dos actinomicetos, que usam o cianeto como fonte de carbono e nitrogênio.

É importante considerar que nem sempre o desaparecimento de um composto químico por degradação biológica é significativo na eliminação dos efeitos tóxicos no meio ambiente. A biodegradação completa de um composto orgânico, ou seja, sua transformação total em anidrido carbônico e sais minerais, não se consegue em todos os casos.

Muitas vezes, a mineralização é apenas

parcial e, em certos casos, a decomposição do composto orgânico leva à produção de subprodutos tóxicos (Department of the Environment, 1973).

3. SUBSTÂNCIAS TÓXICAS NÃO BIODEGRADÁVEIS

É extremamente difícil a compreensão das relações entre substâncias tóxicas e organismos aquáticos. Primeiramente porque tais organismos em geral não são intoxicados pela ingestão mas por um contato prolongado ou permanente com essas substâncias em baixas concentrações. Hynes (1960) chama a atenção ao fato de se tratar muito mais de concentrações do que de quantidades. Além disso, a complexidade da relação entre o organismo e o tóxico é devido ao fato de que a substância tóxica não exerce sobre o organismo uma ação isolada, mas sujeita à influência de diversos fatores físicos e químicos que podem acentuar ou neutralizar seus efeitos deletérios. A introdução de um tóxico na água não equivale simplesmente a fornecer o mesmo veneno a um peixe ou a um componente do zooplâncton, mas a um complexo sistema ecológico que envolve a espécie considerada.

São bem conhecidas as relações entre pH e o ácido cianídrico ou a amônia, substâncias cuja ação tóxica é devida mais à forma molecular do que à iônica, sendo mais ativas quando menos dissociadas. Muito maior complexidade apresentam as relações entre determinadas características da água, como dureza, por exemplo, e os metais pesados como o cobre, chumbo, zinco etc. De um modo geral o aumento da dureza determina uma diminuição da intensidade da ação tóxica. Parte desse efeito se deve à precipitação de uma porção do metal existente em solução, mas a parte do metal que permanece em solução pode formar diferentes compostos complexos por combinação com substâncias orgânicas ou inorgânicas da água. O efeito tóxico do zinco (e provavelmente de outros metais) é reduzido também em presença de sólidos inorgânicos em suspensão, devido a fenômenos de adsorção (Water Research Center, 1974). Tem sido observado também que a toxidez do zinco e do cobre sobre peixes é muito aumentada por efeito da agitação da água, que possibilita os choques das partículas coloidais do muco das brânquias acelerando sua coagulação e conduzindo os animais à morte, por asfixia. (Branco, 1960).

Com relação ao lançamento de despejos em águas superficiais, o principal problema que se apresenta é o de conhecer a concentração limite de segurança do composto tóxico. Sem dúvida, isto é um problema de difícil solução.

Os ecossistemas aquáticos são complexos e os seres vivos que os compõem se inter-relacionam de diversas maneiras, através das cadeias alimentares. Uma única informação isolada com relação à ação tóxica do composto químico sobre os peixes não é suficiente pois, com freqüência, os organismos que servem de alimentos aos peixes são muito mais sensíveis à ação do tóxico do que os próprios peixes. Muitas espécies de cladóceros (crustáceos) ou larvas de plecoptera (insetos) são excessivamente sensíveis a certos tóxicos e a destruição dessas espécies pode acarretar sérios prejuízos à fauna piscícola. Por esse motivo é importante possuir informações sobre os efeitos letais dos tóxicos sobre as populações de organismos que servem à alimentação normal dos peixes em seu ambiente natural.

Além da ação destrutiva ou letal da substância tóxica sobre as populações de organismos e microorganismos aquáticos, inúmeros outros efeitos podem resultar do contato dos compostos químicos com o conjunto de seres vivos. Os principais são fenômenos de seleção e "aclimatação" e seus efeitos sobre os peixes.

Freqüentemente ocorre uma ação seletiva em águas que recebem despejos ou qualquer outro tipo de interferência. A presença ou ausência de certos tipos de compostos químicos orgânicos ou minerais, que são utilizados em diferentes proporções pelas diversas espécies permite uma grande proliferação das espécies favorecidas, em prejuízo das demais.

A presença de certos tóxicos pode também provocar seleção. Sem dúvida, muitas substâncias podem ser altamente tóxicas a certas espécies, mesmo quando presentes em pequenas concentrações, e serem menos tóxicas ou mesmo inofensivas a outras espécies que podem passar a se desenvolver excessivamente, nessas condições. Por esse motivo, os tóxicos seletivos podem provocar grandes alterações na composição de um ecossistema. Até mesmo metais pesados podem comportar-se dessa maneira. Tem sido observado, por exemplo, nos trabalhos do Water Research Center (1974) que em águas de características idênticas, principalmente quanto à dureza (250 mg/l), diferentes espécies de peixes apresentam sensibilidade diferente. Assim, observa-se que a perca e a carpa comum, por exemplo, são sensíveis a concentrações de 0,13 e 0,18 mg/l de cobre, respectivamente, enquanto que a enguia pode tolerar mais de 4,0 mg/l. Sem dúvida, algumas espécies de algas são sensíveis a concentrações muito inferiores desse mesmo metal, e sua destruição pode ocasionar alterações nas cadeias alimentares, suficientes para prejudicar o desenvolvimento dos peixes.

A "aclimatação", ou adaptação de espécies à presença de certos compostos químicos é um fenômeno ainda não bem esclarecido. Em certos casos, é possível tratar-se simplesmente de uma seleção de espécies ou raças tolerantes às novas condições ambientais. Entretanto, é possível também que se deva à ativação da produção de enzimas "latentes" nos organismos. A adaptação de bactérias aquáticas aos despejos orgânicos industriais que tendem à estabilização, é um fator bastante comum.

Como conseqüência dos fenômenos de seleção e adaptação, as águas doces, de estuário ou marinhas que recebem influências externas ou perturbações de seu ambiente, geralmente se tornam pobres em espécies, ainda que possam conter grandes populações de uma ou algumas poucas espécies selecionadas ou adaptadas.

Há, portanto, uma queda no valor do índice de diversificação, em conseqüência da poluição.

Algumas substâncias tóxicas não apenas são resistentes à biodegradação, mas podem se acumular nos organismos aquáticos e, por esse processo, se tornarem cada vez mais concentradas através das cadeias alimentares. Estão nesse caso alguns metais, como mercúrio e compostos orgânicos sintéticos, os inseticidas e outros pesticidas ou biocidas. O fenômeno é conhecido como **transferência**.

O mercúrio, na forma orgânica de metilmercúrio é muito mais prejudicial como contaminante do meio do que na forma mineral. Isto porque, enquanto nesta última forma o mercúrio pode ser eliminado metabolicamente em poucas semanas, na forma orgânica, pelo contrário, pode perdurar por muitos anos. Assim, ainda que apenas uma pequena porção do mercúrio total presente no meio esteja sob a forma orgânica, esta proporção é a que mais preocupa os pesquisadores. Sem dúvida, a metilação, ou seja, o processo de transformação do mercúrio mineral em orgânico, pode ser devida à atividade biológica nos ecossistemas, principalmente através da ação de bactérias, passando depois à fauna do fundo dos oceanos e logo aos peixes e ao homem (Jensen e Jesnelov, in Steele, 1974).

A primeira ocorrência da contaminação do homem por mercúrio, através de peixes, que se tem notícia, ocorreu na baía de Minamata, Japão. Entretanto, nesse caso, trata-se de uma ocorrência muito localizada, originada por despejos industriais que continham mercúrio na forma orgânica, e não de um caso típico de contaminação oceânica por mercúrio mineral, que é a forma mais comum nos despejos. (Jesnelov, 1974).

A acumulação de mercúrio orgânico ao longo das cadeias alimentares não parece ter importância tão grande como o fenômeno da metilação. Knauer e Martini (1972), em uma investigação na Califórnia, não conseguiram evidenciar a amplificação ao longo dessas cadeias. Observaram, pelo contrário, que quando o zooplâncton se alimenta de fitoplâncton com alto conteúdo de mercúrio orgânico, concentrava muito pouco deste, certamente graças a um eficiente sistema de excreção. Sem dúvida, as concentrações relativamente altas encontradas no fitoplâncton e nas anchovas deve ter levado os autores à sugestão que os compostos orgânicos de mercúrio tenham distribuição mais ampla do que se supõe, e que muitos organismos (como por exemplo o atum) sejam adaptados a essa situação. O fato é em parte confirmado pela afirmação de Jesnelov (1974) de que, análises químicas realizadas em espécimes de museus, de atum e outros peixes conservados durante até 150 anos demonstraram uma grande variação na concentração de mercúrio, mas não uma elevação com o tempo.

Dentre os biocidas utilizados na agricultura e outras atividades, os que mais preocupam os ecólogos são os inseticidas organo-clorados. Estudos realizados na Inglaterra em 1965-66, em 450 pontos de amostragem, indicaram concentrações de organo-clorados de 0,18 ppb em média entretanto, na zona industrial de Yorkshire e Lancashire, as águas do rio chegaram a apresentar 0,52 ppb de BHC, 0,54 de dieldrin e 1,3 ppb de DDT; no rio Stour, a concentração de dieldrin encontrada foi de 2,48 ppb (Owens, 1972).

No Brasil, em estudo efetuado em cidades da zona algodoeira de Goiás, nos anos de 1972 e 73 foram encontradas as seguintes concentrações máximas de inseticidas organo-clorados nas águas e no lodo dos rios (Rocha, Fukuda e Costa, 1974):

INSETICIDA (ppb)	ÁGUA	LODO
BHC	0,58	7,25
DDT	0,58	1.408,85
Lindane	0,03	9,11
Clordane	1,06	90,17
Aldrin	0,63	0,65
Dieldrin	0,57	1,11
DDE	9,60	39,11
Endrin	9,60	0,18

Nos organismos aquáticos da mesma região foram determinados os seguintes inseticidas:

Organ.	Insetos	Moluscos e Vermes	Peixes
DDT	—	—	2,00
BHC	0,07	26,40	116,40
Aldrin	0,40	28,00	—
Clordane	0,25	—	0,10
Endrin	—	809,00	2,00
Dieldrin	—	716,70	—
Heptaclor	0,07	—	64,00

Nos vegetais aquáticos (Cyperaceae e Characeae), dos mesmos rios, foram detetados:

INSETICIDAS	ppb
DDT	20,90
BHC	2,43
Aldrin	5,20
Clordane	10,00
Endrin	2,00

Os autores assinalaram um aumento da concentração ao longo da cadeia alimentar, a qual pode ser observada, por exemplo, com relação ao BHC: 0,58 ppb na água; 2,43 ppb nos vegetais aquáticos; 26,40 ppb nos vermes e 116,40 nos peixes.

O caso mais conhecido de acumulação de inseticidas nas cadeias biológicas é o do lago Clear, nos Estados Unidos, no qual, os mais altos predadores — aves que se alimentam de peixes — morriam, apresentando em seus organismos DDE em concentrações mil vezes mais elevadas que as existentes no fitoplâncton, enquanto que a água não apresentava quantidades mensuráveis.

Há exemplos também no ambiente marinho. Embora não se disponha de dados suficientes sobre as concentrações de DDT na água do mar, é conhecida sua presença no plâncton, com variações de 1,0 a 200,0 ppb (média estimada em 10,0 ppb); nos peixes, 200,0 a 2.000,0 ppb (média de 1.000,0 ppb), mamíferos (baleias, delfins, etc. do Báltico, Mar do Norte e Golfo de S. Lourenço) 100.000,0 ppb e até 1.000.000,0 ppb na costa oeste dos Estados Unidos; aves marinhas, mais de 1.000.000 ppb nas regiões onde a concentração nos peixes é de 1.000 a 10.000 ppb (Jesnelov, 1974).

4 — REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRANCO, S.M., 1960. Observações sobre o comportamento de peixes em presença de outros compostos metálicos dissolvidos na água. *Revista DAE*, 21 (36).
- BRANCO, S.M., 1965. Poluição e contaminação. *Revista DAE*, 26 (57).
- BRANCO, S.M., 1966. Estudo das condições sanitárias da represa Billings. *Arq. Fac. Hig. S. Paulo*, 20 (1): 57-86.
- BRANCO, S.M., 1967. A dinâmica de populações microbiológicas na estabilização aeróbia de resíduos orgânicos de fecalária de mandioca. *Revista de Saúde Pública*, 1 (2): 126-140.
- BRANCO, S.M., 1969. Aspectos biológicos ligados ao lixo. *Lixo e Limpeza Pública*: 4-1 a 4-11. Faculdade de Higiene e Saúde Pública/Organização Mundial da Saúde. São Paulo, Brasil.
- BRANCO, S.M., 1972. *Poluição*. Ao Livro Técnico, Rio de Janeiro, Brasil.
- Department of the Environment, 1973. *Notes on Water Pollution*, no 62. Water Pollution Research Laboratory.
- DUGAN, P.R., 1972. *Biochemical Ecology of Water Pollution*. Plenum Press, U.S.A.
- HESS, M.L., 1962. Tratamento de despejos de fecalárias de mandioca por oxidação biológica. *Revista DAE*, 23 (46): 29-35.
- HYNES, H.B.N., 1960. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press.
- JESNELOV, A., 1974. Persistent pesticides and heavy metals. *Lectures Presented at the First FAO/SIDA Training Course on Marine Pollution in Relation to Protection of Living Resources* — pág. 56-76 Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rowe.
- KNAUER G.A., Martin, J.H., 1972. *Mercury in a marine pelagic food chain*. *Limnology and Oceanography*, 17: 868-876.
- OWENS, M., 1972. *Some Aspects of the Chemical and Pesticide Pollution of inland Waters*. Water Pollution Research Laboratory of the Department of the Environment.
- ROCHA, A.A., Fukuda, F., Costa, J.R., 1974. Aspectos ecológicos da aplicação de pesticidas na cotonicultura do Sudoeste de Goiás — Brasil. *XIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária*, México.
- SOARES, L.O., 1964. Florescimento de "Red-water" em consequência de Poluição. *IX Congresso da Associação Interamericana de Engenharia Sanitária* — Bogotá.
- STEELE J.H., 1974. Biological transfer of pollutants and their effects on organisms. *Lectures presented at the First FAO/SIDA Training Course on Marine Pollution in Relation to Protection Living Resources*, pág. 135-148. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Water Research Center, 1974. Fishes and water quality criteria. *Notes on Water Pollution*, n.º 65. Water Research Center, Stevenage Laboratory.
- ZAGO, M.S.A., 1972. *Os cladocera plantônicos e aspectos da eutrofização da represa de Americana. A ciclomorfose em Daphnia gessneri, Herbst*, 1967. Tese. Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Brasil.