

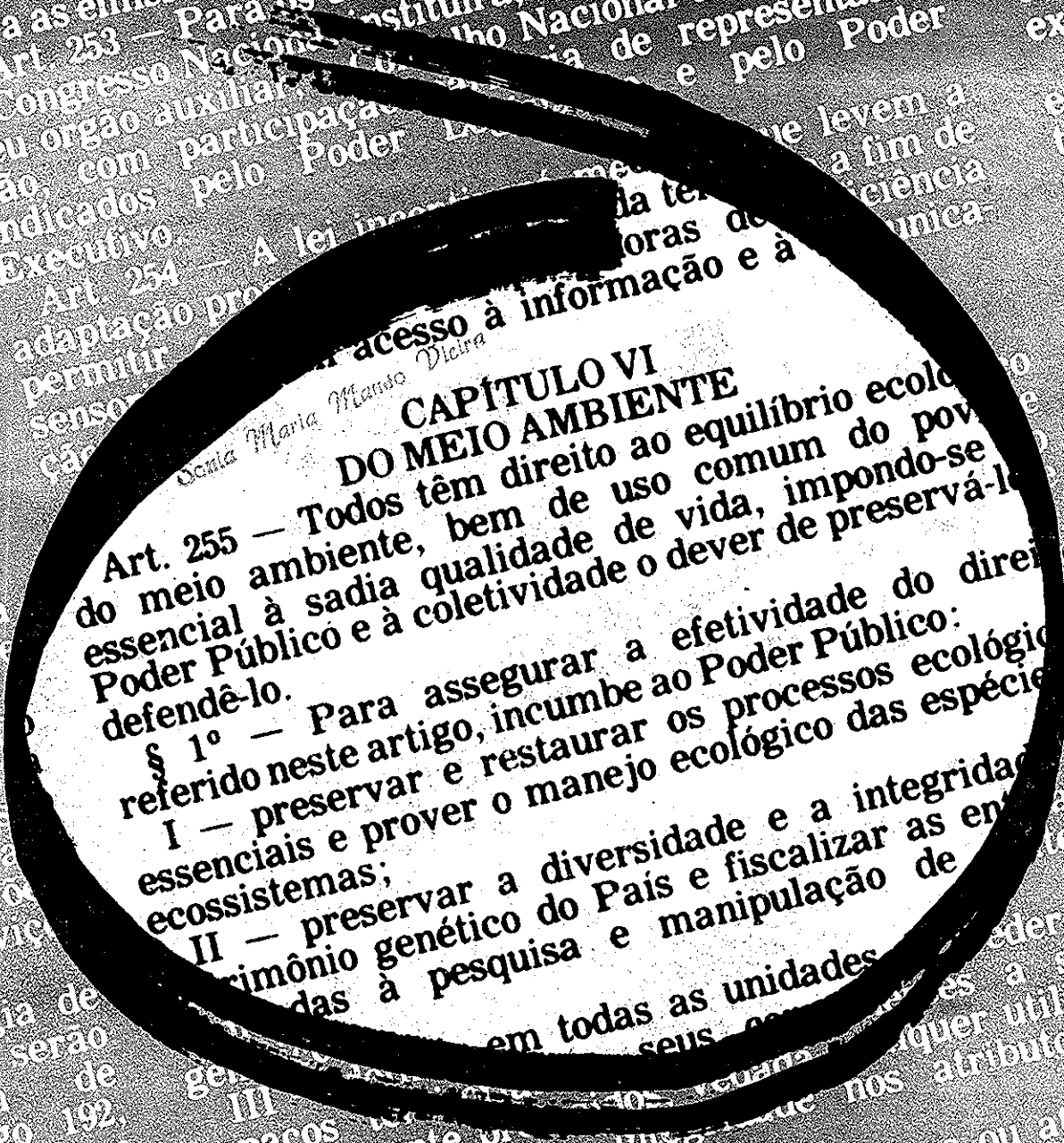
ambiente

REVISTA DE JURISPRUDÊNCIA DE DIREITO AMBIENTAL E DE TECNOLOGIA

VOLUME 1

NUMERO 1

ISSN 0102-8685



CAPÍTULO VI DO MEIO AMBIENTE

Art. 255 — Todos têm direito ao equilíbrio ecológico essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de preservá-lo e defendê-lo.

§ 1º — Para assegurar a efetividade do direito referido neste artigo, incumbe ao Poder Público:
I — preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas;
II — preservar a diversidade e a integridad do patrimônio genético do País e fiscalizar as entidades dedicadas à pesquisa e manipulação de material genético.

NA CONSTITUIÇÃO,
PELA PRIMEIRA VEZ

emprego de técnicas, métodos e substâncias que comportem risco para o meio ambiente e a qualidade do ambiente.

educação ambiental em todos os níveis de ensino e, na forma da lei, a participação da comunidade na conservação e melhoria do ambiente e a qualidade de vida.

ambiente

REVISTA CETESB DE TECNOLOGIA

Secretaria de Estado do Meio Ambiente



CETESB

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

DIRETORIA

Rogê Ferreira

Diretor-Presidente

Anísio Ribeiro de Lima Filho

Diretor Administrativo

Antônio Sérgio Menon

Diretor Financeiro

Eduardo Cunha San Martin

Diretor de Ação Regional

Ivan Carlos Maglio

Diretor de Planejamento Ambiental

Jorge Rafful Kanawaty

Diretor de Treinamento e Transferência de Tecnologia

Laura Maria Regina Tetti

Diretora de Educação Ambiental

Nelson Vieira de Vasconcelos

Diretor de Controle

Nivaldo José Chiossi

Diretor de Tecnologia e Qualidade Ambiental

Roque Monteleone Neto

Diretor de Pesquisa

Conselho Editorial

Arq. Jorge Wilhelm, Adv. José Antônio de Affonseca Rogê Ferreira, Prof. Roque Monteleone Neto, Prof. André Luis Perondini, Prof. Celso Orsini, Prof. Eduardo Kugelmas, Eng^o Gabriel Murgel Branco, Psicol. Germano Seara Filho, Prof. Hamilton Targa, Eng^o Ivan Carlos Maglio, Prof. João Gualberto de Carvalho Menezes, Quim. João Ruocco Júnior, Prof. José Zatz, Econ. Júlia A. Schreiner, Sociol. Laura Maria Regina Tetti, Prof. Lúcio Félix Kowarick, Eng^o Marcos Eduardo de Souza, Geol. Nivaldo José Chiossi, Eng^o Rubens Monteiro de Abreu, Prof. Rui Laurenti, Prof. Samuel Murgel Branco.

AMBIENTE — Revista CETESB de Tecnologia é uma publicação da CETESB — Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Editor: Volf Steinbaum (MTb 6.602); Editor Assistente: Esther Calichman (MTb 12.044); Editor de Arte: Eduardo Marzagão Tommasini; Revisão: Mariza dos Passos e Maria Madalena Delphino Barbosa; Tradução: Clovis de Almeida; Processamento de Textos: Maria Lúcia A.T. Miranda, Maria Terezinha Rigatto, Marta M.G. Candeias, Toshiko U. Tadaka; Desenhos e Arte-Final: Joaz dos Santos Yamamoto, José Aparecido da Silva, Kazuo Sato; Distribuição: Atílio Brunacci; Fotelito: Luiz G.B. Calou; Fotocomposição: Imprensa Oficial do Estado S.A. — IMESP; Impressão: Gráfica da CETESB. Redação: Av. Prof. Frederico Hermann Júnior, 345 — Prédio 1 — 1.º andar, telefone 210-1100, 05459, São Paulo, Brasil. Os conceitos emitidos nos artigos assinados são de responsabilidade dos autores. A Redação solicita informar qualquer transcrição, referência ou apreciação dos artigos da Revista.

SUMÁRIO

Cartas	114
Carta ao Leitor	115
Ambiente Mundial	116
METAIS PESADOS NA BAÍA DE SANTOS E ESTUÁRIOS DE SANTOS E SÃO VICENTE - Bioacumulação Celina Vargas Boldrini e Denise Navas Pereira	118
SITUAÇÃO DO CONTROLE DA POLUIÇÃO EM CUBATÃO Nelson V. de Vasconcelos e Rubens M. de Abreu	128
TRATAMENTO DE ESGOTOS POR DIGESTÃO ANAERÓBIA Sônia M.M. Vieira, Marcos E. Souza, Jussara L. Carvalho, Alcides D. Garcia Jr., Carlos E.M. Pacheco, Carlos H. Catabi e Wanderley Borba	132
FLUORETAÇÃO DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO Alfredo Reis Viegas	138
ORGANIZAÇÃO TERRITORIAL COM PARTICIPAÇÃO DOS MUNICÍPIOS — A experiência do Quebec, Canadá Moema Viezzer	142
IDENTIFICAÇÃO DE POLUENTES ORGÂNICOS João Ruocco Júnior, Cacilda Jiunko Aiba, Paulo Choei Hokama, Joaquim Monteiro Pires e Celso Antonio Mendes	147
DISSIPACÃO DE CLORO EM PISCINAS Celso Eufrásio Monteiro e Sétimo Humberto Marangon	150
REMOÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO POR FILTRO DE SOLO Iraci da Silva Leme Monteiro, José Arnaldo Gomes, José Cláudio de Moraes, José Roberto Costa e Aldo Gallacci Filho	153
IMPLICAÇÕES DA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL Celina F. Bragança Rosa Cláudio	159
PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL Cristina F.S. Meirelles, Elisabete Cristina Kono, Maria Raquel P.S. Pacheco e Rosangela Pacini Modesto	163
Agenda	168

Capa: Reprodução da página 4 da Folha de S. Paulo de 16 de novembro de 1987.

Cartas

Senhores,

Agradeço a remessa do primeiro número de AMBIENTE. Gostei muito da idéia de publicar essa revista, para comunicar o excelente trabalho realizado na CETESB, e também de alocarem os recursos necessários para transformar uma excelente idéia em um excelente produto. Espero que esse esforço continue e que a revista receba a distribuição que ela merece.

Dr. Adrian Demayo
Head, Monitoring and Interpretative
Services Section
Water Quality Branch
Inland Waters/Land
Ottawa, Canada

Senhores,

É com prazer que me congratulo com V.Sas. pela publicação da nova revista AMBIENTE, que recebi recentemente. É muito estimulante saber que tantos estudos interessantes sobre meio ambiente são executados pela CETESB. Nós, aqui na Delft Hydraulics, desejamos nos manter informados sobre a questão ambiental no Brasil e AMBIENTE pode funcionar muito bem para esse propósito.

Rob Klomp
Head Marketing and Research
Division Water Resource
and Environment
Delft Hydraulics Laboratory
Delft, Holanda

Senhores,

Gostaria de manifestar minha admiração pelo trabalho que a CETESB vem desenvolvendo como centro de apoio tecnológico para o País no setor do Saneamento Ambiental. Agradeço a V.Sas. a oportunidade de receber o periódico AMBIENTE, que certamente constituirá veículo de comunicação de grande importância para os profissionais de engenharia ambiental e áreas afins, atendendo acertadamente à lacuna atualmente existente no setor de periódicos nacionais específicos da área de tecnologia ambiental. Parabéns a todo o pessoal que vem fazendo a história da CETESB! Felicidades!

Nelson Machado Júnior
Rio de Janeiro, RJ

Senhores,

Primeiramente, queiram aceitar os meus votos de sucesso e longa vida para a revista da CETESB; juntamente com a Revista DAE, creio que todos aqueles que estudam, praticam, ou se interessam pela defesa do meio ambiente e do sanitário, te-

rão excelentes repositórios de ensinamentos e atualizações.

Particularmente, achei de grande interesse o artigo "Emissões de Radiofrequência no Ambiente Urbano" publicado no nº 1 da AMBIENTE. Estudioso que sou, há vários anos, das influências das radiações eletromagnéticas solares sobre os organismos vivos, de certa feita o eminente médico, cientista e professor Carlos da Silva Lacz, da Faculdade de Medicina da USP e do Centro de Medicina Tropical, daquela faculdade, também com trabalhos sobre a Biometeorologia, emprestou-me excelente coletânea de trabalhos, entre os quais um foi de grande interesse para mim — "A Survey of Recent Advances in Electrobiometeorology", do Professor S.W. Tromp, diretor do Centro de Pesquisas Biometeorológicas de Leyden, Holanda. Além de outros, o citado trabalho pareceu-me o que melhor resumia as interações do campo elétrico com organismos vivos, ou melhor dizendo, "campo eletromagnético".

A meu ver, permitam-me a observação, o trabalho de autoria dos Físicos da CETESB Antonio Aléssio Filho e Jesus Gonzales Hernandez, e da Bióloga da CETESB Cláudia Conde Lamparelli, é de grande oportunidade e atualidade. Há pouco tempo a empresa Furnas preocupou-se sobremaneira com os problemas causados pelos campos elétricos criados em seus ambientes de trabalho e funcionários.

Na oportunidade, venho respeitosamente sugerir a continuação do trabalho publicado e em especial, se possível, gostaria de ver exposto mais detalhadamente os trabalhos de campo das medições do "campo elétrico", talvez com desenhos esquemáticos sob a forma de diagramas unifilares, acompanhados do maior número de dados possíveis dos aparelhos e instrumentos utilizados. Em segundo lugar, o conceito de "densidade de potência", em $\mu\text{W}/\text{cm}^2$, e seu cálculo a partir dos dados colhidos no campo, pareceu-me pouco esclarecedor, talvez pela limitação dos meus conhecimentos; este assunto parece-me fundamental. O Prof. Tromp prefere abordar os parâmetros da tensão elétrica e da frequência, enquanto Brilard, em seu "Physique des Nuages" (Presses Universitaires de France, 1953), estabelece relações entre "campo elétrico" e "densidade de íons na atmosfera", talvez uma metodologia mais indicada para os procedimentos da Meteorologia Geral. Gostaria, e muito me honraria, merecer, da parte dos autores, al-

guns esclarecimentos. Grato pela atenção que possa merecer, reitero, na oportunidade, meus melhores votos de longa e profícua carreira para a AMBIENTE.

Engenheiro Civil Caio M.P. Fernandes
São Paulo, SP

Os autores respondem: *No trabalho foi utilizado o parâmetro campo elétrico, que interage fortemente com os organismos vivos, ao contrário do campo magnético, que possui fraca interação. Como o efeito biológico básico das radiofrequências é térmico, o conceito de densidade de potência é o que melhor se aplica aos estudos dos efeitos sobre os organismos vivos.*

A densidade de potência tem sua relação com as antenas irradiantes que emitem uma taxa de energia por unidade de tempo, isto é, transmitem potência para o espaço, dando origem à densidade de potência. Em geral, essa grandezza é calculada com base nas medições de campo elétrico

Os dados utilizados no artigo foram coletados com um medidor de intensidade de campo elétrico (E), composto de uma antena calibrada, que capta a diferença de potencial devida à presença do campo elétrico no espaço. O sinal proveniente dessa antena alimenta um circuito quantificador desse campo elétrico. A partir da relação abaixo, calcula-se a densidade de potência:

$$S(\text{mW}/\text{cm}^2) = \frac{[E(\text{V}/\text{m})]^2}{3.770\Omega}$$

onde 3.770Ω é a impedância do ar multiplicada por um fator de ajuste para 3.770 Ω.

As observações citadas — dos professores Tromp e Brilard — são pertinentes à teoria geral dos circuitos elétricos e da Física aplicada à Meteorologia.

Finalizando, para maiores esclarecimentos recomendamos a leitura dos artigos referenciados no final do texto sobre radiofrequência, que podem ser encontrados na Biblioteca da Escola Politécnica da USP.

Errata

No artigo "Processamento de Amostras e Contagem de Organismos Fitoplanctônicos", publicado no nº 2 de AMBIENTE, solicitamos anotar as correções que seguem. Na pág. 91, primeira coluna, antepenúltimo parágrafo, onde está citado o nome *Gherardi*, leia-se *Goldstein*; na segunda coluna, última linha, onde se lê *Fotos 4 e 5*, leia-se *Fotos 5 e 6*. Na pág. 93, primeira coluna, segundo parágrafo, onde se lê *Foto 6*, leia-se *Foto 7*. Na segunda coluna, primeira linha, em lugar de *Gherardi*, novamente leia-se *Goldstein*. Na pág. 94, na Referência nº 2, onde se lê *Norma Técnica 15.303*, leia-se *Norma Técnica L5.303*.

Carta ao Leitor

Quando procedíamos ao fechamento desta edição da Revista Ambiente, os 93 membros da Comissão de Sistematização do Congresso Constituinte concluíram o exame e a votação de emendas ao substitutivo apresentado pelo relator Bernardo Cabral. O projeto de Carta que deverá ser discutido nesta fase final, pelos 559 membros do plenário da Assembléia Nacional Constituinte apresenta 271 artigos permanentes, além de 72 transitórios. Dada a sua importância, tratamos de substituir a capa originalmente prevista desta revista, por um destaque: o Capítulo VI do projeto proposto, intitulado "Do Meio Ambiente", aprovado no dia 14 do mesmo mês.

Sem entrar no mérito do artigo e de seus respectivos itens, que constituem o Capítulo VI deste projeto de Carta Constitucional, concluído no dia 17 de novembro e com mudanças na numeração dos artigos, cabe assinalar que pela primeira vez se apresenta a possibilidade de uma lei magna contemplar a questão ambiental — isto, por si só, constitui notório acontecimento político e que certamente dará ao país, pelos desdobramentos, a possibilidade de estabelecer, via lei ordinária, ações preventivas e corretivas lógicas, racionais e sobretudo planejadas, provavelmente com maior consenso dos agentes sociais.

Há várias ilações que se podem extrair deste fato. Inicialmente, fica claro que existe vontade coletiva de se estabelecer uma política nacional de proteção ambiental, representando, na realidade, a tomada de consciência da sociedade civil e o aval à idéia de que o crescimento econômico pode correr solidário com o meio ambiente. É, afinal, o conteúdo mais amplo do texto encaminhado ao plenário.

Este aspecto evidencia-se principalmente no item VI do referido artigo, que estabelece a necessidade de "promover a educação ambiental em todos os níveis do ensino". Afora outras questões relevantes — como por exemplo o fato de considerar a Floresta Amazônica, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-grossense e a Zona Costeira como patrimônios nacionais —, adotar a educação ambiental como paradigma da política nacional do meio ambiente é reconhecer que se não o entendermos não saberemos cuidá-lo.

A grande disponibilidade de recursos naturais e a forma como se modelou o denominado "ambiente construído" desde o Brasil Colônia até hoje relegaram a questão ambiental ao descaso, como se aqueles recursos fossem inesgotáveis. Repor, preservar, cuidar, ainda não pertencem à cultura ou ao *mores* de nossas ações sociais. Em consequência, mantivemos com o ambiente uma relação unidirecional e não a dinâmica de dar e receber.

Não fossem as ações dos técnicos, dos movimentos sociais/ecológicos e dos amantes da natureza, que impediram o agravamento das chamadas "tendências deteriorantes", a situação do país do ponto de vista ecológico seria insuportável. Tudo indica que o instrumento aprovado pelos constituintes da Comissão de Sistematização deverá obter também o aval do plenário. Pode ainda não representar tudo o que se aspira em termos de proteção e preservação do meio ambiente. Entretanto, reforça a relação sociedade e natureza, abrindo perspectivas muito claras tanto no que diz respeito às políticas do controle, como — e principalmente — à investigação científica e interdisciplinar. Este último aspecto é decisivo, pois dada a natureza e clima peculiares da América Latina, a investigação e a pesquisa constantes são por excelência o caminho para a proposição de soluções realistas e aceitáveis.

Finalmente, o capítulo inserido na futura Carta Magna será um instrumento que propiciará a todos os municípios do país — o poder local — caminho sustentável para promover o desenvolvimento e a preservação do meio ambiente, dada a proximidade, uso e conhecimento acumulado no contato cotidiano.

ambiente mundial

Prof. Samuel Murgel Branco

EUTROFIZAÇÃO DE LAGOS NA SUÍÇA

Um interessante debate entre os poderes municipal, estadual e judiciário a respeito de interdições visando ao controle de qualidade de lagos suíços é relatado na revista "Protection de l'Environnement en Suisse", em seu número 2, de 1987. Para o nosso público, pode parecer um requinte digno daquele metódico país. O fato de que tais medidas, que incluem a proibição da aplicação de adubos quer em jardins quer nas áreas agrícolas compreendidas pela bacia formadora do lago Sempach, têm por única finalidade o controle do teor de fósforo, responsável pela crescente eutrofização do lago.

A medida, adotada em setembro de 1984 pelo Conselho Municipal da cidade de Sursee, foi entretanto repudiada por alguns proprietários de terras da região, os quais deram entrada a um recurso administrativo no Conselho de Estado do cantão de Lucerna. Este julgou procedente o recurso e anulou a decisão do Conselho Municipal, com a alegação de que seria provavelmente melhor aplicar a proibição às proximidades das margens do lago, não se estendendo a outras zonas da bacia, que seriam sujeitas apenas a algumas medidas restritivas. O Conselho Municipal, entretanto, não se conformando com a decisão estadual apelou ao Tribunal Federal. A sentença dos juízes foi a seguinte: "A decisão tomada pela comuna de Sursee, de adotar medidas eficazes para proteger o lago Sempach, relacionadas às regiões de uso agrícola, não pode ser questionada legalmente. É perfeitamente justificável que essas medidas tenham sido estendidas a toda a bacia hidrológica do lago Sempach assentada no território da comuna de Sursee".

Um outro aspecto interessante das medidas adotadas naquele país é o de salientar a importância de se manter uma faixa de proteção ao longo dos cursos de água e em torno dos lagos, faixa esta interdita à exploração humana. O principal argumento ecológico-legal, a favor da manutenção dessa zona de proteção, é a de que ela, de certa forma, faz parte do ecossistema aquático, uma vez que este não está restrito ao limite atingido pelas águas. Efetivamente, parte significativa da produtividade de um lago ou rio depende de elementos específicos provenientes da vegetação ciliar. A sentença judicial enfatizou, ainda, que o procedimento sugerido pelo

Conselho de Estado de Lucerna, baseado em medidas de proteção adaptadas a cada área situada no domínio ameaçado, não seria praticável, não sendo conveniente a prescrição de uma gestão tão detalhada da adubação se ela não tiver condições de funcionar ou se exigir um mecanismo de controle excessivamente complexo.

"PRIMAVERA SILENCIOSA"

O ano de 1987 marca o 25.º aniversário de um evento que teve profundo significado para todos os que se preocupam com a qualidade da água em particular e com a proteção ao meio ambiente em geral. Esse aniversário foi lembrado no Editorial do "Journal WPCF", da Water Pollution Control Federation, em sua edição de maio último, como um fato que deu início à era da preocupação com o meio ambiente.

Na primavera de 1962, uma funcionária pública norte-americana e ex-professora de biologia chamada Rachel Carson publicou o livro "Primavera Silenciosa", alertando para a ameaça do crescente uso de pesticidas químicos. Imediata e simultaneamente aplaudido e execrado, o livro rapidamente se transformou em "best-seller". Estima-se que as vendas em todo o mundo alcançaram 1,5 milhão de exemplares e têm-se mantido na marca dos dez mil anuais até agora. O editor original, Houghton Mifflin, planeja lançar uma edição de aniversário até o fim de 1987, nos Estados Unidos.

Segundo o Journal WPCF, pode ser difícil, após 25 anos, entender a reação inicial ao livro. O que mais se atacava nele era o fato de ser muito alarmista. Outros criticavam a qualidade e a profundidade da pesquisa realizada pela Sra. Carson. A controvérsia causada pela "Primavera Silenciosa" mostra bem como as coisas mudaram. Vinte e cinco anos atrás o público era virtualmente ignorante em assuntos ligados ao meio ambiente e por esse motivo o livro teve aquele impacto. Hoje, pela crescente atenção que os meios de comunicação têm dado aos assuntos ambientais e em razão do crescimento em número e tamanho das associações ecológicas em todo o mundo — as quais podem ter sua origem atribuída à publicação do livro — ninguém tem necessidade de procurar muito para obter informação a respeito.

"Para dizer a verdade — conclui o Journal — ainda existem e sempre existirão fortes diferenças de opinião sobre o livro. Entretanto, o legado

ambiente mundial

que a Sra. Carson deixou não é a redução na produção dos pesticidas (essa produção triplicou desde que o livro foi escrito), mas um público mais informado e um fórum mais amplo para a solução dos problemas ambientais."

DESATIVAÇÃO DE REATORES NUCLEARES

No momento em que se debate o problema da conveniência e necessidade da instalação de centrais nucleares para geração de energia elétrica no país, parece muito oportuno o artigo intitulado "Le déclassément des installations nucléaires", publicado na revista francesa "La Recherche", de abril deste ano. Toda instalação considerada perigosa é obrigatoriamente "rotulada" como tal, isto é, deve respeitar as prescrições que têm como finalidade garantir o domínio sobre riscos e nocividade. Quando uma instalação desse tipo é colocada definitivamente fora de uso, ela deve ser "des-rotulada" ("declassée"), através de medidas que garantam que ela não mais oferece perigo. Não se trata, pois, de uma simples desativação, mas sim de um processo que garanta a segurança do ambiente e das populações.

No caso de instalações não nucleares, consiste numa operação de evacuação de todos os produtos tóxicos para locais de estocagem seguros. Em se tratando, porém, de usinas nucleares, a operação se torna, necessariamente, muito mais complicada. É preciso remover todos os elementos radiativos "de base", ou seja, os produtos de fissão do urânio que, em sua maior parte, permanecem concentrados no combustível, mas que, em certas proporções, podem ter migrado no interior das instalações durante sua vida útil. É necessário, além disso, levar em conta os fenômenos de "ativação" que acompanham o processo de geração de energia: as radiações neutrônicas emitidas e que conferiram maior ou menor grau de radiatividade a grandes quantidades de diversos materiais, tais como o invólucro do circuito de resfriamento, geradores de vapor e estruturas de proteção. A "des-rotulagem" compreende, pois, o desmantelamento de todas as estruturas ativas. Isso implica dificuldade de duas ordens principais: o trabalho no ambiente ionizante (para o qual vêm sendo utilizadas cada vez mais as técnicas da robótica) e o armazenamento definitivo do lixo radiativo resultante.

Existem três níveis de "des-rotulagem" reconhecidos pela Agência Internacional de Energia Atômica. O "nível um" consiste apenas em interpor barreiras estanques entre a usina desativada e o ambiente, seguida de uma vigilância contínua sobre essa estanqueidade. Este é o caso — provisoriamente — da usina francesa de Chinon, que passou a ser considerada, desde 1982, como "instalação de armazenamento de seus próprios resíduos". O "nível dois" corresponde a uma liberação parcial e condicional. Pode ser feito segundo a técnica que os norte-americanos chamam de "sepultamento" e que foi aplicada na usina de Hallam: depois de descarregada de seu combustível e feito o saneamento da instalação, ela foi soterrada. Uma radiatividade de algumas centenas de milhares de curies permanece sob a terra, mas o solo, à superfície, foi liberado sem restrições ao público. O "nível três", considerado ideal ou "etapa final" corresponde à completa evacuação do combustível, a demolição e remoção das partes mais ativas da instalação, assim como das estruturas de proteção. Isso é o que foi realizado na central norte-americana de Elk River.

Até hoje cerca de 40 usinas nucleares no mundo foram "des-rotuladas", seja por estarem obsoletas (algumas são projetadas para uma vida útil de apenas cinco anos, como a pequena instalação de Elk River), seja por apresentarem problemas insolúveis ou de alto risco (como foi o caso da usina experimental de Gentilly, no Canadá, que apresentou "coeficiente de vácuo positivo", o que lhe conferia um risco de instabilidade semelhante ao que causou a catástrofe de Chernobyl).

O custo da des-rotulagem é alto: da ordem de 12% do investimento inicial na instalação. O desmantelamento da usina de Shippingport, nos EUA, foi estimado em US\$ 98,3 milhões; na França, operações semelhantes têm custado cerca de um bilhão de francos.

É necessário que o projeto da instalação já preveja dispositivos adequados a facilitar a futura operação de desqualificação, bem como os recursos financeiros necessários. Os poderes públicos devem obter a garantia, da parte da empresa exploradora, da disponibilidade de tais recursos no final da vida útil do empreendimento. Na Suécia, é destinada uma certa quantia retirada do preço de cada kWh para manutenção de um fundo que será destinado a financiar o desmatamento. Existem, porém, muitas incertezas sobre o custo da operação em cada caso.

METAIS PESADOS NA BAÍA DE SANTOS E ESTUÁRIOS DE SANTOS E SÃO VICENTE

Bioacumulação

Celina Vargas Boldrini¹
Denise Navas Pereira¹

RESUMO — Foram analisados os níveis de contaminação por cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cádmio e cromo total na água, sedimento e peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, e avaliados os fatores de concentração desses metais nos peixes. Foi verificado que o mercúrio, o zinco e o cobre apresentaram fatores de concentração significativos nos peixes, ou seja, acima de mil vezes o teor do metal encontrado na água. O mercúrio foi o único que apresentou fatores de concentração significativos na musculatura das espécies de peixes analisadas, mostrando uma contaminação a longo prazo desse metal na região.

Palavras-chave: metais pesados, bioacumulação, contaminação marinha, estuários, peixes, qualidade da água, sedimento.

ABSTRACT — Copper, lead, zinc, mercury, cadmium and chromium levels were measured in water, sediment and fish samples from Santos bay and Santos/São Vicente estuaries, at the State of São Paulo. Concentration factors of these metals in fishes were also evaluated. Mercury, zinc and copper showed significant concentration factors (above one thousand) in fishes. Mercury was the only one which showed significant concentration factors in fish muscles, thus revealing a long term contamination of this metal in the region.

Key words: heavy metals, bioaccumulation, marine contamination, estuaries, fishes, water quality, sediment.

INTRODUÇÃO

Como vem sendo demonstrado em vários estudos, as concentrações de metais pesados no ambiente marinho têm aumentado, especialmente em áreas costeiras. A presença de metais como o chumbo, o mercúrio, o cobre e o cádmio, tóxicos aos organismos, é, geralmente, considerada indesejável (Parsons et al, 1977).

Certos metais em quantidades-traço fazem parte dos elementos indispensáveis à vida, mas, em taxas elevadas, podem ser prejudiciais (EPA, 1972). Assim como certos metais são necessários aos processos vitais, a maioria dos organismos possui a capacidade de concentrá-los, sendo esta capacidade aumentada por processos alimentares e metabólicos, que podem levar a fatores de concentração muito elevados (Lee, 1980).

Os metais presentes no ambiente marinho, na forma assimilável, geralmente sofrem bioacumulação através da cadeia alimentar e, assim, mesmo em baixas concentrações na água, podem ser acumulados na magnitude de mais de mil vezes, em certos organismos (Lee, op. cit.).

Um dos principais problemas que os metais apresentam com relação aos seus efeitos nos organismos aquáticos é que, pelo fato de terem a capacidade de formar complexos com as substâncias orgânicas, tendem a ser fixados nos tecidos e serem excretados muito lentamente, ou seja, possuem uma meia-vida biológica longa (Waldichuk, 1974).

Devido ao fato de as concentrações de metais-traço em águas estuarinas flutuarem com os estágios de maré, quantidade de água doce afluente e variações de descargas contendo os mesmos, os seus níveis nos organismos — sem levar em conta o mecanismo de concentração — refletem diferenças nos níveis a longo prazo dos metais-traço na água, melhor do que os dados obtidos somente por análises diretas de amostras de água.

Assim, dentro de um programa amplo de avaliação da contaminação por metais pesados em várias regiões costeiras do Brasil, foram avaliados os teores de cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cádmio e cromo total na água, sedimento e organismos na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, região considerada crítica com relação à poluição, por receber os despejos do complexo industrial de Cubatão. Os resultados deste estudo encontram-se no relatório intitulado "Metais pesados no estuário e baía de Santos" (CETESB, 1980), e, com base nas análises efetuadas, o presente estudo refere-se à avaliação dos fatores de concentração desses metais nos peixes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizadas amostragens de água, sedimento e peixes em oito pontos na baía de Santos (19, 25, 29, 33, 35, 49, 42 e 47), quatro no estuário de Santos (3, 12, 15 e 18) e dois no estuário de São Vicente (44 e 46) (Figura 1). As amostragens foram efetuadas durante quatro campanhas trimestrais, nos períodos de 18 a 22/6/79 (primeira campanha), 24 a 27/9/79 (segunda campanha), 3 a 7/12/79 (terceira campanha) e 17 a 21/3/80 (quarta campanha). As amostras de água para determinação dos teores de metais pesados foram obtidas utilizando-se garrafa van Dorn, em dois níveis de profundidade (superfície e a 2 m do fundo). As amostras de sedimento foram obtidas utilizando-se um pegador tipo van Veen, com capacidade para 1/16 m².

Para a coleta de peixes foram utilizadas redes de arrasto de porta (tipo "otter-trawl") na baía de Santos, e tarrafas, redes de espera e linhas nos estuários de Santos e São Vicente. Em laboratório, procedeu-se à identificação e contagem dos peixes, bem como foram anotados os dados de comprimento total (cm) e peso (g) de cada exemplar.

Dos exemplares de cada lote de peixes pertencentes a uma mesma espécie, por local de amostragem, foram retiradas as vísceras.

¹Biólogas da CETESB

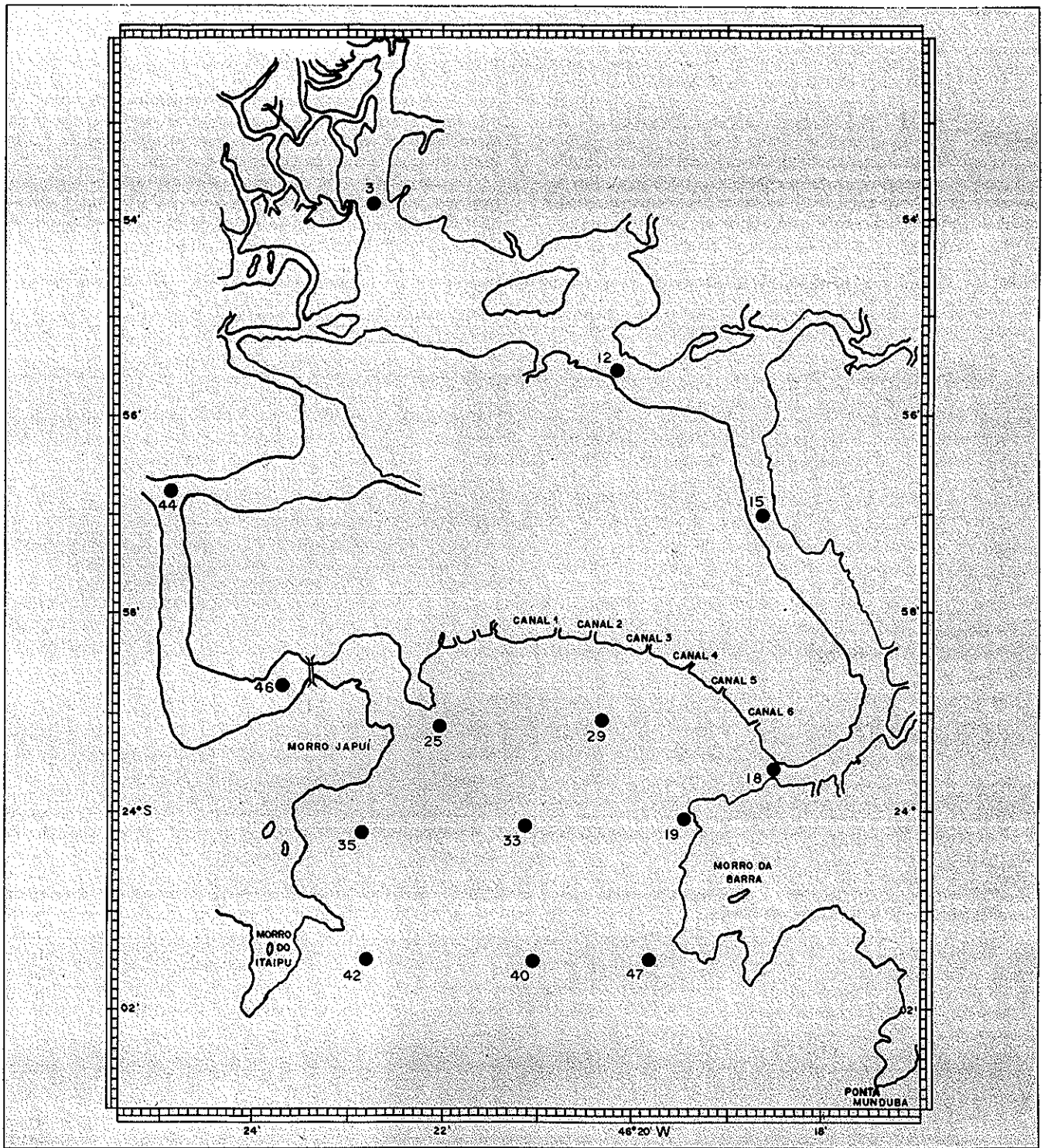


FIGURA 1 — Mapa da região abrangida neste estudo, com a localização dos pontos de amostragem de água, sedimento e peixes.

ras (com exceção do intestino e do conteúdo estomacal) e a musculatura. As vísceras de todos os exemplares que compõem o lote foram picadas e misturadas, e desta amostra composta foi retirada uma subamostra de no mínimo 25g, para a determinação de metais pesados. O mesmo critério foi adotado com relação à musculatura. A metodologia de análise utilizada está descrita em APHA (1975), EPA (1971) e FAO (1976).

A concentração média de metais na água e no sedimento foi calculada, para cada ponto de amostragem, como a média aritmética de todos os valores das determinações efetuadas em cada ponto. Os teores médios de metais para cada espécie de peixe foram calculados através de uma média ponderada (\bar{x}) dos valores das determinações efetuadas sobre cada amostra composta de vísceras e de músculos, isto é,

$$\bar{x} = \sum \frac{x_i \cdot n_i}{n}$$

onde:

x_i = concentração do metal em cada amostra composta
 n_i = número de exemplares componentes de cada amostra composta.

n = número total de exemplares amostrados.

Foi efetuado o cálculo dos fatores de concentração (FC) dos metais em peixes, da seguinte maneira:

$$FC = \frac{\bar{x}_p}{\bar{x}_r}$$

onde:

\bar{x}_p = média ponderada dos valores das determinações efetuadas para cada espécie de peixe.

\bar{x}_r = concentração média dos valores das determinações efetuadas na água.

Considerou-se, para a análise dos dados, a metade de valor do limite de detecção do equipamento utilizado, para aquelas determinações que apresentaram teores de metais inferiores a esse limite.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As espécies de peixes analisadas para a determinação de metais pesados estão apresentadas na Tabela 1, com seus nomes populares e respectivos hábitos alimentares, bem como seus dados médios de comprimento total (cm) e peso (g).

Os teores médios dos metais analisados em água e sedimento constam da Tabela 2, e em peixes, da Tabela 3.

Cobre

A concentração de cobre em água marinha é da ordem de 0,003 mg/l. Sendo adicionado ao ambiente marinho, esse metal é rapidamente precipitado e uma concentração superior a 0,05 mg/l constitui-se em sério perigo (EPA, 1972).

Os teores médios de cobre observados na região estudada, para a água de superfície, variaram de 0,011 a 0,023 mg/l e, para a água de fundo, de 0,017 a 0,030 mg/l. Em quase todos os pon-

TABELA 1 — Espécies de peixes utilizadas neste estudo, com seus respectivos nomes populares, hábitos alimentares e dados médios de comprimento total (cm) e peso (g).

Espécie	Nome popular	Hábito alimentar	N	\bar{L}_t (cm)	\bar{W}_t (g)
<i>Cetengrulis edentulus</i> (Cuvier, 1828)	manjuba	filtrador	60	13,63	25,81
<i>Caranx</i> sp.	xaréu	filtrador	3	16,83	61,53
<i>Mugil brasiliensis</i> (Agassiz, 1829)	tainha	filtrador	3	37,67	449,37
<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	parati	filtrador	44	25,74	179,60
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	robalo	omnívoro	11	19,91	112,86
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	oveva	omnívoro	3	22,33	146,80
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	maria-luiza	omnívoro	37	17,86	55,24
<i>Eucinostomus gula</i> (Cuvier, 1830)	carapicu	omnívoro	55	12,74	32,93
<i>Chaetodipterus faber</i> (Schultz, 1949)	peixe-enxada	omnívoro	2	10,25	36,05
<i>Bagre</i> (Linnaeus, 1766)	bagre	omnívoro	9	30,28	293,80
<i>Arius spixii</i> (Agassiz, 1829)	bagre-amarelo	omnívoro	180	19,90	98,33
<i>Netuma barba</i> (Lacépède, 1803)	bagre	omnívoro	4	29,50	230,98
Bagres (espécies diversas)	bagre	omnívoro	33	16,53	52,56
<i>Achirus</i> sp.	linguado	omnívoro	7	11,14	35,55
<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	espada	carnívoro	9	65,25	165,88
<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)	abrórea	carnívoro	2	17,00	40,30
<i>Cynoscion virascens</i> (Cuvier, 1830)	pescada-cambucu	carnívoro	3	49,50	930,43
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	corvina	carnívoro	27	22,70	162,49
<i>Stellifer rastriifer</i> (Jordan, 1889)	cangauá	carnívoro	498	14,08	46,74
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	pescada-foguete	carnívoro	31	19,48	80,07

N = número de indivíduos \bar{L}_t = comprimento total médio \bar{W}_t = peso médio

TABELA 2 — Teores médios de cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cromo total e cádmio na água (mg/l) e no sedimento ($\mu\text{g/g}$), por ponto de amostragem, na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Pontos de amostragem	Cobre		Chumbo			Zinco		Mercúrio		Cromo total		Cádmio							
	Água		Água		Água	Água		Água		Água		Água							
	S	F	S	F	Sedi-mento	S	F	S	F	S	F	S	F						
A	3	0,012	0,022	20,95	0,006	0,009	17,46	0,030	0,048	108,07	0,00025	0,00036	1,16	0,007	0,007	35,72	0,0007	0,0007	0,19
	12	0,011	0,018	14,85	0,005	0,006	15,69	0,022	0,033	68,35	0,0001	0,00016	0,37	0,007	0,088	26,77	0,0011	0,0007	0,18
	15	0,019	0,018	17,38	0,007	0,010	10,11	0,019	0,029	58,75	0,00039	0,0002	0,37	0,007	0,007	21,75	0,0006	0,0007	0,20
	18	0,015	0,017	17,74	0,005	0,017	8,32	0,021	0,025	53,12	0,00011	0,00011	0,20	0,007	0,007	17,57	0,0006	0,0004	0,17
B	44	0,015	0,020	12,68	0,007	0,010	11,94	0,032	0,024	65,92	0,00009	0,00012	0,52	0,007	0,007	28,37	0,0008	0,0008	0,21
	46	0,023	0,025	1,19	0,006	0,007	0,30	0,021	0,076	11,57	0,00014	0,00014	0,05	0,007	0,007	1,69	0,0008	0,0006	0,18
C	25	0,019	0,028	4,34	0,005	0,017	6,40	0,035	0,040	31,60	0,00021	0,0002	0,07	0,007	0,007	11,87	0,0008	0,0012	0,20
	29	0,017	0,023	2,25	0,004	0,006	2,26	0,025	0,036	25,25	0,00019	0,00023	0,06	0,007	0,007	8,94	0,0008	0,0008	0,20
	35	0,016	0,025	1,79	0,006	0,012	12,78	0,029	0,068	25,15	0,00012	0,00012	0,04	0,007	0,007	10,31	0,0007	0,0009	0,15
	33	0,018	0,020	6,70	0,007	0,010	3,29	0,028	0,037	40,40	0,00025	0,00025	0,10	0,007	0,007	15,20	0,0006	0,0007	0,18
	19	0,014	0,018	5,38	0,006	0,006	4,09	0,019	0,040	25,02	0,00001	0,00009	0,09	0,007	0,007	8,23	0,0008	0,0008	0,17
	42	0,015	0,030	2,89	0,006	0,020	4,01	0,059	0,041	24,47	0,00008	0,00012	0,04	0,007	0,007	11,22	0,0007	0,0009	0,18
	40	0,017	0,024	8,85	0,007	0,009	12,05	0,033	0,026	45,92	0,00043	0,00015	0,09	0,007	0,007	21,80	0,0008	0,0007	0,19
47	0,016	0,021	4,28	0,010	0,021	3,13	0,035	0,032	34,15	0,00019	0,0001	0,05	0,007	0,007	15,20	0,0009	0,0016	0,19	
\bar{X}	0,019		8,66	0,009		7,99	0,034		44,12	0,00018		0,24	0,010		16,76	0,0008		0,19	

A = Estuário de Santos

C = Baía de Santos

F = Fundo

B = Estuário de São Vicente

S = Superfície

\bar{X} = Média aritmética

tos, os teores médios foram mais elevados nas águas de fundo, em relação às de superfície, tendo sido obtido um teor médio de 0,019 mg/l para toda a região.

A concentração de cobre que tem sido associada experimentalmente a nenhum efeito pernicioso para diversos organismos aquáticos está entre 0,005 e 0,015 mg/l. Estes valores estão próximos da concentração média atualmente encontrada no meio ambiente aquático em quantidades mensuráveis (EPA, 1976). Em águas poluídas têm sido registrados valores de 13,9 mg/l (Rice & Harrison, 1978).

No sedimento, as concentrações médias de cobre variaram de 1,19 a 20,95 µg/g, sendo obtidos os valores mais elevados no estuário de Santos e na parte interna do estuário de São Vicente. O teor médio para toda a região abordada foi de 8,66 µg/g. Os teo-

res médios de cobre observados mostram uma contaminação incipiente da região por esse metal.

Vertebrados e invertebrados marinhos têm, como as algas, uma necessidade essencial de quantidades-traço de cobre para o crescimento normal e, em condições não poluídas, este metal é acumulado nos tecidos de 10³ a 10⁴ vezes o nível na água do mar (Severy, 1923; Brooks & Rumsky, 1965).

Segundo Seward et al. (1975), a absorção de cobre pelos organismos pode ser feita de várias maneiras e a importância relativa de cada uma dependerá das condições ambientais e do modo de vida da espécie em questão. No caso do linguado *Pleuronectes platessa*, por exemplo, três locais são potencialmente importantes para a absorção: a pele, as brânquias e o trato digestivo, sendo este último, provavelmente, o mais importante.

TABELA 3 — Concentração média ponderada de cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cromo total e cádmio, em µg/g, na musculatura e vísceras de peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Espécie	Hábito alimentar	N	Cobre		Chumbo		Zinco		Mercúrio		Cromo total		Cádmio	
			Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras	Musculatura	Vísceras
<i>Cetengraulis edentulus</i>	filtrador	60	0,12	0,69	0,10	0,09	12,5	16,6	0,17	0,05	0,59	0,58	0,06	0,06
<i>Caranx</i> sp.	filtrador	3	0,57	1,16	0,10	0,20	6,55	31,3	0,21	0,21	0,04	0,08	0,06	0,12
<i>Mugil brasiliensis</i>	filtrador	3	0,13	57,5	0,10	0,10	5,39	42,3	0,15	0,98	0,04	0,04	0,06	0,07
<i>Mugil curema</i>	filtrador	44	0,61	25,1	0,10	0,08	6,74	35,0	0,10	0,18	0,45	0,54	0,06	0,05
<i>Centropomus undecimalis</i>	omnívoro	11 ⁽¹⁾	0,28	2,36	0,09	0,13	5,68	25,4	0,24	0,11	0,33	0,41	0,06	0,09
<i>Larimus breviceps</i>	omnívoro	3	0,25	1,46	0,10	0,10	5,25	25,6	0,08	0,10	0,63	0,61	0,06	0,06
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	omnívoro	37	0,43	3,24	0,09	0,09	3,76	44,4	0,13	0,15	0,04	0,04	0,06	0,06
<i>Eucinostomus gula</i>	omnívoro	55 ⁽²⁾	0,40	2,77	0,10	0,15	9,30	86,4	0,18	0,14	0,12	0,13	0,06	0,10
<i>Chaetodipterus faber</i>	omnívoro	2	1,09	4,14	0,10	0,35	5,15	27,4	0,22	0,14	0,04	0,13	0,07	0,22
<i>Bagre bagre</i>	omnívoro	9	0,82	2,46	0,09	0,10	17,15	259	0,27	0,22	0,04	0,04	0,06	0,06
<i>Arius spixii</i>	omnívoro	180	0,42	11,0	0,09	0,09	14,4	439	0,21	0,48	0,31	0,38	0,06	0,06
<i>Netuma barba</i>	omnívoro	4	1,37	2,42	0,09	0,10	13,2	725	0,24	1,07	0,57	0,61	0,06	0,06
<i>Bagres</i>	omnívoro	33	0,12	9,39	0,10	0,10	8,06	337	0,09	0,14	0,04	0,04	0,06	0,06
<i>Achirus</i> sp.	omnívoro	7	0,40	3,18	0,09	0,18	6,64	50,4	0,12	0,27	0,04	0,07	0,06	0,11
<i>Trichiurus lepturus</i>	omnívoro	9	0,47	3,04	0,10	0,09	3,34	25,8	0,19	0,14	0,42	0,37	0,06	0,06
<i>Urophycis brasiliensis</i>	omnívoro	2	0,45	4,00	0,09	0,20	4,75	26,0	0,14	0,05	0,04	0,08	0,06	0,13
<i>Cynoscion virescens</i>	omnívoro	3	0,37	5,90	0,07	0,07	3,41	54,3	0,73	0,12	0,05	0,05	0,05	0,04
<i>Micropogonias furnieri</i>	omnívoro	27	0,53	6,40	0,08	0,10	4,05	25,1	1,01	0,28	0,19	0,20	0,06	0,07
<i>Stellifer rastrifer</i>	omnívoro	498	0,30	1,82	0,08	0,10	4,46	28,1	0,12	0,18	0,09	0,11	0,05	0,06
<i>Macrodon ancylodon</i>	omnívoro	31	0,32	4,53	0,08	0,13	5,85	28,8	0,09	0,14	0,21	0,21	0,05	0,08

N = Número de exemplares

(1) número de exemplares para vísceras = 10

(2) número de exemplares para vísceras = 53

TABELA 4 — Fatores de concentração de cobre, chumbo, zinco, mercúrio, cromo e cádmio na musculatura e nas vísceras de peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Espécie	Hábito alimentar	Fatores de concentração											
		Musculatura						Vísceras					
		Cu	Pb	Zn	Hg	Cr	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	Cr	Cd
<i>Cetengraulis edentulus</i>	filtrador	6	11	368	944	59	75	36	10	488	278	58	75
<i>Caranx</i> sp.	filtrador	30	11	193	1167	4	75	61	22	921	1167	8	150
<i>Mugil brasiliensis</i>	filtrador	7	11	159	833	4	75	3026	11	1244	5444	4	88
<i>Mugil curema</i>	filtrador	32	11	198	556	45	75	1321	9	1029	1000	54	63
<i>Centropomus undecimalis</i>	omnívoro	15	10	167	1333	33	75	124	14	747	611	41	113
<i>Larimus breviceps</i>	omnívoro	13	11	154	444	63	75	77	11	753	556	61	75
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	omnívoro	23	10	111	722	4	75	171	10	1306	833	4	75
<i>Eucinostomus gula</i>	omnívoro	21	11	274	1000	12	75	146	17	2541	778	13	125
<i>Chaetodipterus faber</i>	omnívoro	57	11	151	1222	4	88	218	39	806	778	13	275
<i>Bagre bagre</i>	omnívoro	43	10	504	1500	4	75	129	11	7618	1222	4	75
<i>Arius spixii</i>	omnívoro	22	10	424	1167	31	75	579	10	12912	2667	38	75
<i>Netuma barba</i>	omnívoro	72	10	388	1333	57	75	127	11	21324	5944	61	75
<i>Bagres</i>	omnívoro	6	11	237	500	4	75	494	11	9912	778	4	75
<i>Achirus</i> sp.	omnívoro	21	10	195	667	4	75	167	20	1482	1500	7	138
<i>Trichiurus lepturus</i>	omnívoro	25	11	98	1056	42	75	160	10	759	778	37	75
<i>Urophycis brasiliensis</i>	omnívoro	24	10	140	778	4	75	211	22	765	167	8	163
<i>Cynoscion virescens</i>	omnívoro	19	8	100	4056	3	63	311	8	1597	667	3	50
<i>Micropogonias furnieri</i>	omnívoro	28	9	119	5611	19	75	337	11	738	1556	20	88
<i>Stellifer rastrifer</i>	omnívoro	16	9	131	667	9	63	96	11	826	1000	11	75
<i>Macrodon ancylodon</i>	omnívoro	17	9	172	500	21	63	238	14	847	778	21	100

Dentre as espécies de peixes analisadas neste trabalho verificou-se que, para aquelas de hábito alimentar filtrador, as concentrações médias de cobre variaram de 0,12 a 0,61 $\mu\text{g/g}$ na musculatura e de 0,69 a 57,5 $\mu\text{g/g}$ nas vísceras; nas espécies omnívoras variaram de 0,12 a 1,37 $\mu\text{g/g}$ na musculatura e de 1,46 a 11,0 $\mu\text{g/g}$ nas vísceras; dentre as carnívoras, variaram de 0,30 a 0,53 $\mu\text{g/g}$ e de 1,82 a 6,40 $\mu\text{g/g}$ para a musculatura e as vísceras, respectivamente. Em todas as espécies analisadas, portanto, independentemente de seus hábitos alimentares, os teores de cobre foram sempre mais elevados nas vísceras do que na musculatura.

Segundo a EPA (1972), o cobre é acumulado pelos organismos marinhos com fatores de concentração da ordem de 30.000 no fitoplâncton, 5.000 em tecidos moles de moluscos e 1.000 em músculos de peixes.

De acordo com Lee (1980), as substâncias químicas que possuem bioacumulação significativa apresentam fatores de concentração superiores a 1.000. O cobre nos peixes da baía e estuários de Santos e São Vicente apresentou fatores de concentração que variaram de 6 a 72 na musculatura e de 36 a 3.026 nas vísceras (Ta-

bela 4). Os fatores, nas vísceras, foram significativos para as espécies *Mugil brasiliensis* e *M. curema*. Provavelmente esses fatores elevados estejam relacionados com o tipo de alimentação dessas espécies, que é muito variada, predominando, segundo Cervigón (1966), especialmente detritos do fundo lodoso e seus organismos, como algas etc. Esses resultados evidenciam uma contaminação por cobre nas águas e sedimento e sua acumulação pelos peixes da região.

Segundo estudos efetuados por Geckler et al. (1976), em condições experimentais de laboratório e de campo, o cobre não é bioconcentrado acentuadamente nos peixes. No entanto, o exame dos efeitos tóxicos do cobre sobre a pesca costeira marinha é importante para o estabelecimento dos padrões de qualidade de água que protegerão os recursos pesqueiros das zonas costeiras.

Chumbo

O chumbo é um metal tóxico que tende a se acumular nos tecidos do homem e de outros animais, não possuindo efeitos bené-

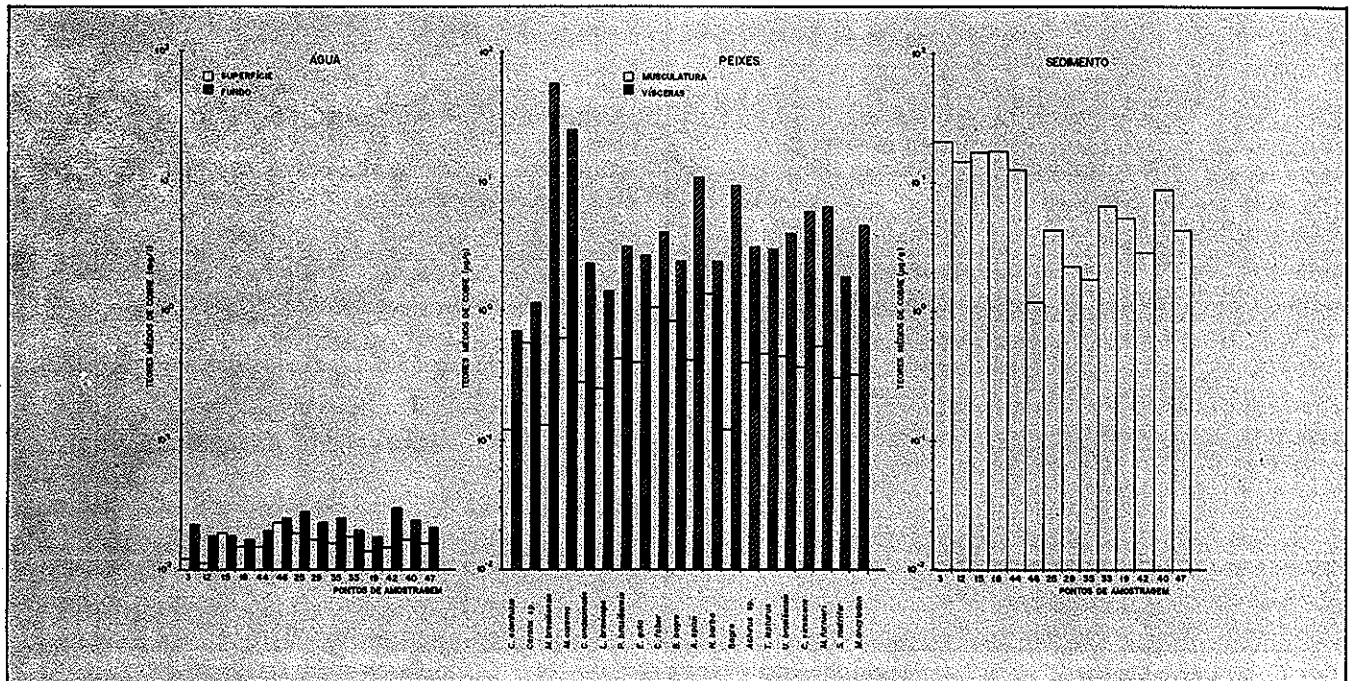


FIGURA 2 — Teores médios de cobre na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

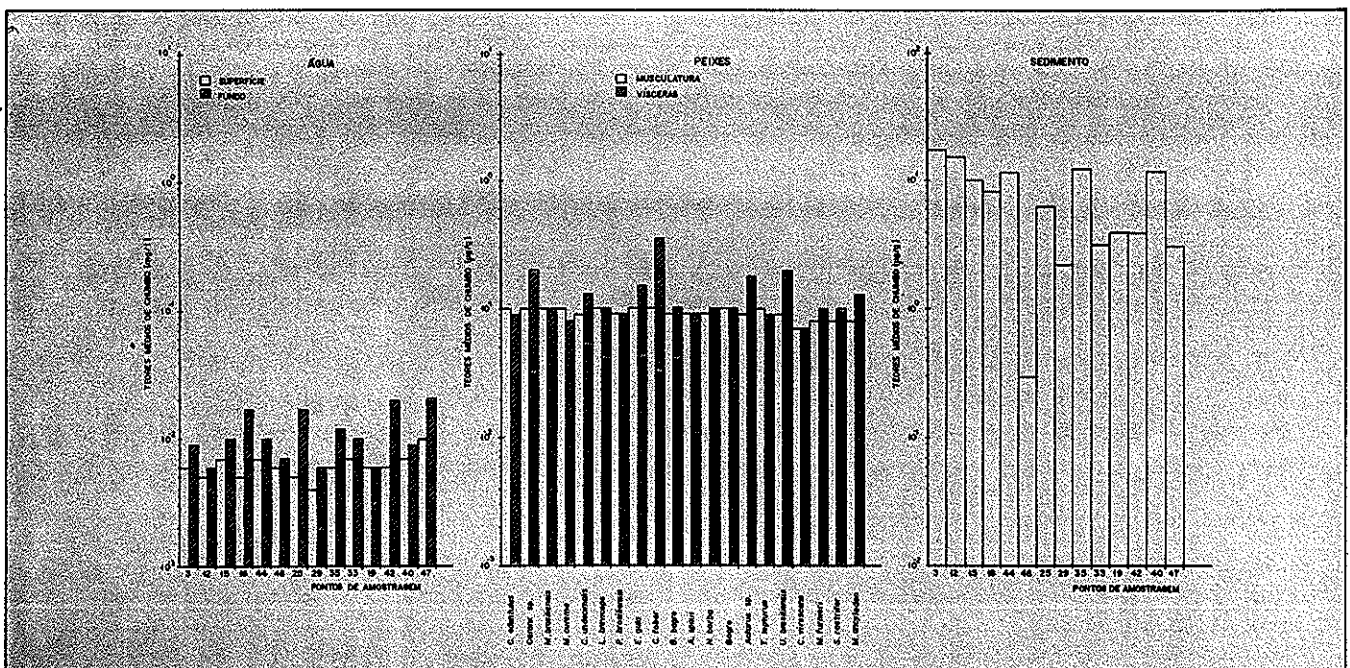


FIGURA 3 — Teores médios de chumbo na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

ficos ou nutricionais. Devido à atividade humana, a ocorrência de chumbo no ambiente tem aumentado em algumas áreas a níveis que ameaçam a saúde dos organismos aquáticos e terrestres, incluindo o próprio homem.

Em águas profundas, a concentração normal de chumbo é de cerca de 0,0003 mg/l, porém na superfície, devido ao transporte desse metal pela atmosfera, pode chegar a altas concentrações. Sua concentração não deve exceder 0,05 mg/l por constituir um sério perigo no ambiente marinho (EPA, 1972).

A variação dos teores médios de chumbo na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, para a água de superfície, foi de 0,004 a 0,010 mg/l, e, para a água de fundo, de 0,006 a 0,021 mg/l. Do mesmo modo que ocorreu com o cobre, os teores médios de chumbo foram mais elevados nas águas de profundidade em relação às de superfície, tendo sido obtido um valor médio de 0,009 mg/l para toda a região em estudo.

Alguns autores citam como doses fatais a peixes 0,1 a 0,4 mg/l desse metal. Outros, entretanto, demonstram que pelo menos certos peixes suportam em condições experimentais de laboratório até 10 mg/l ou mais.

Na região estudada, os teores médios de chumbo observados demonstram que esse metal não está presente em concentrações que possam provocar efeitos adversos sobre os organismos. Com relação aos teores médios de chumbo observados no sedimento, estes variaram de 0,30 a 17,46 µg/g, sendo a cabeceira do estuário de Santos o local mais contaminado. O teor médio obtido para toda a região foi de 7,99 µg/g.

Para todas as espécies de peixes filtradoras, as concentrações médias de chumbo, na musculatura, foram de 0,10 µg/g e nas vísceras variaram de 0,08 a 0,20 µg/g. Nas espécies omnívoras, o chumbo apresentou valores médios de 0,09 e 0,10 µg/g na musculatura e de 0,09 a 0,35 µg/g nas vísceras. Quanto às carnívoras, notou-se uma variação de 0,07 a 0,10 µg/g para a musculatura e de 0,07 a 0,20 µg/g para as vísceras.

Os fatores de concentração de chumbo na musculatura dos peixes variaram de 8 a 11, sendo este último valor obtido tanto para espécies filtradoras quanto omnívoras e carnívoras (Tabela 4) não apresentando, portanto, diferenças com relação ao hábito alimentar das espécies analisadas. Nas vísceras os fatores de concentração variaram de 8 a 39, o que, segundo o critério de Lee (1980), não são significativos.

Zinco

O zinco é um metal-traço essencial em pequenas quantidades para mamíferos e peixes (Vladimirov, 1969; Frieden, 1972), mas quantidades maiores são conhecidas como tóxicas aos peixes e outros organismos aquáticos.

Os teores médios de zinco observados na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, para a água de superfície, variaram de 0,019 a 0,059 mg/l, e, para a água de fundo, de 0,024 a 0,076 mg/l. Foi obtido um teor médio de 0,034 mg/l na água, para toda a região em estudo.

Levando-se em consideração que o zinco é encontrado na água marinha em concentrações máximas de cerca de 0,010 mg/l (EPA, 1976), os teores observados de 0,019 a 0,076 mg/l evidenciam uma contaminação da região em estudo por este metal.

No sedimento, os teores médios de zinco variaram de 11,57 a 108 µg/g e foram decrescentes dos estuários de Santos e São Vicente em direção à baía de Santos, tendo sido obtido um valor médio para toda a região de 44,12 µg/g.

Embora poucos dados sejam disponíveis sobre os efeitos do zinco no ambiente marinho, este metal é acumulado por algumas espécies: os animais contêm zinco em quantidades que vão de 6 a 1.500 mg/kg (EPA, 1976). Há uma apreciável quantidade de zinco nos tecidos dos peixes, sendo que, de acordo com Vinogradov (1953), há mais zinco que cobre e muito mais ainda que ferro.

A concentração média de zinco na musculatura das espécies de peixes filtradoras da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente variou de 5,39 a 12,5 µg/g, e, nas vísceras, de 16,6 a 42,3 µg/g. Com relação às espécies omnívoras, foi observada uma variação de 3,76 a 17,15 µg/g na musculatura e de 25,4 a 725 µg/g nas vísceras. Dentre as espécies carnívoras, as concentrações na musculatura variaram de 3,34 a 5,85 µg/g e, nas vísceras, de 25,1 a 54,3 µg/g. Todas as espécies de peixes analisadas apresentaram teores de zinco mais elevados nas vísceras em relação à musculatura. Os teores mais elevados ocorreram em bagres, que são espécies omnívoras, de hábitos demersais, vivendo em contato direto com o fundo.

Os peixes marinhos assimilam rapidamente o zinco no corpo, via trato digestivo. Chipman et al. (1958), estudando a absorção e acumulação de zinco radioativo, observaram que altas concentrações de Zn⁶⁵ no sangue provenientes da alimentação do peixe são prontamente seguidas por rápida assimilação pelo rim, fígado e outros órgãos internos, sendo que o rim é o órgão de maior acumulação. Uma lenta e contínua acumulação se faz nos ossos, integumento e tecidos musculares.

Concentrações tóxicas de compostos de zinco causam mudanças adversas na morfologia e fisiologia do peixe. Concentrações agudamente tóxicas induzem a colapso celular das brânquias e, possivelmente, a sua obstrução com muco. Concentrações cronicamente tóxicas, por outro lado, causam enfraquecimento geral e alterações histológicas amplas em muitos órgãos, mas não das brânquias. O crescimento e a maturação são retardados (EPA, 1976).

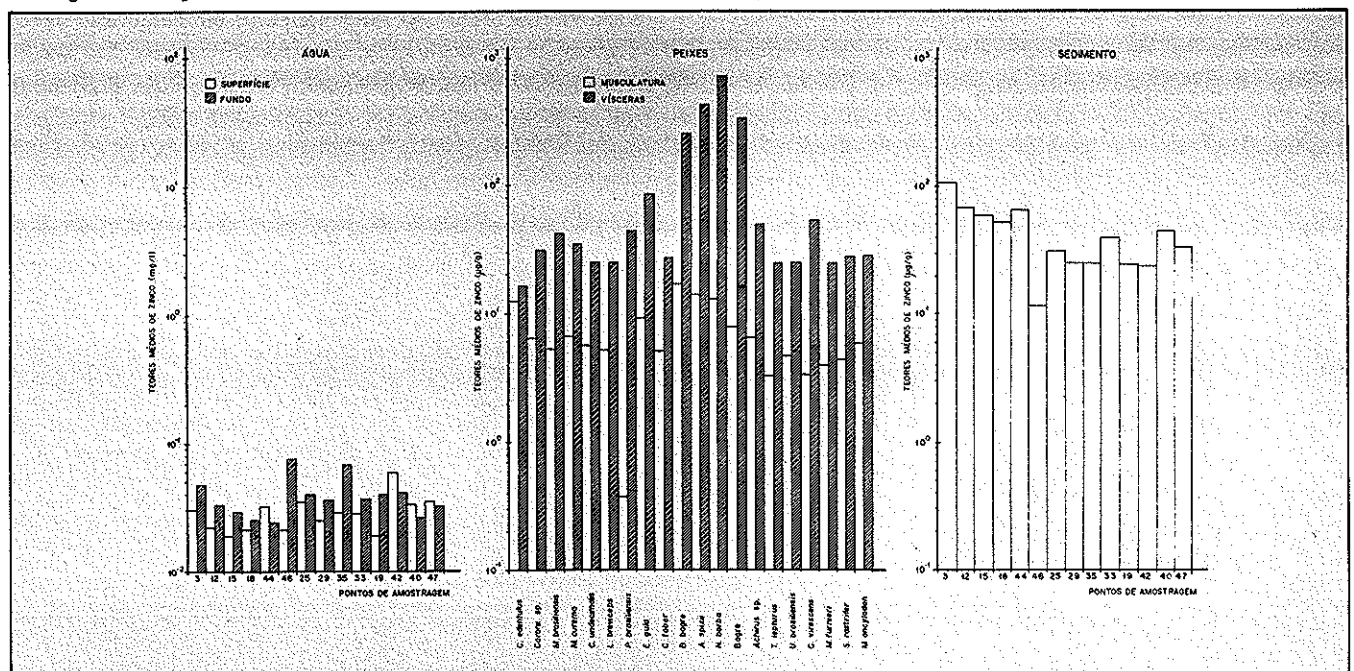


FIGURA 4 — Teores médios de zinco na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Os fatores de concentração de zinco na musculatura dos peixes da região estudada variaram de 98 a 504 (Tabela 4) e, nas vísceras, de 488 a 21.324. As espécies que apresentaram fatores de concentração nas vísceras acima de 1.000 foram: *Netuma barba*, *Arius spixii*, bagres diversos, *Bagre bagre*, *Eucinostomus gula*, *Cynoscion virescens*, *Achirus sp.*, *Paralichthys brasiliensis*, *Mugil brasiliensis* e *M. curema*. Os fatores de concentração foram bem mais elevados nas vísceras do que na musculatura de todas as espécies analisadas. De uma maneira geral, foram as omnívoras que apresentaram os fatores de concentração mais elevados.

O hábito alimentar dos peixes parece influir diretamente sobre os teores de zinco encontrados na musculatura e nas vísceras, pois espécies que, de uma maneira geral, vivem em fundos lodosos e se alimentam de organismos dos mesmos, como os bagres, tainhas, paratis e linguados, apresentaram os fatores de concentração mais elevados.

Mercúrio

O mercúrio possui uma distribuição ampla no ambiente e é um elemento não essencial e não benéfico do ponto de vista biológico. Historicamente, tem sido reconhecido como possuidor de um alto potencial tóxico (EPA, 1976). É um composto de ocorrência natural, embora a sua concentração tenha sido drasticamente elevada por atividades humanas.

A maioria das águas marinhas contém de 0,00005 a 0,00019 mg/l de Hg (EPA, 1976). A concentração média é estimada em 0,00003 mg/l (Keckes & Miettinen, 1972).

O mercúrio na baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, na água de superfície, apresentou concentrações médias de 0,00008 a 0,00043 mg/l e, na de fundo, de 0,00009 a 0,00036 mg/l. O teor médio para toda a região foi de 0,00018 mg/l.

Até o presente momento não existem dados suficientes para se determinar os níveis de mercúrio na água que sejam seguros para os organismos aquáticos sob exposição crônica. Com base em dados disponíveis, a EPA (1972) sugeriu que concentrações iguais ou superiores a 0,00010 mg/l constituem perigo no ambiente marinho. Os teores médios de mercúrio observados nas águas da região estudada denotam um ambiente contaminado por este metal, por serem superiores aos níveis naturais observados.

Diversas formas de mercúrio ocorrem no ambiente, variando da elementar a compostos inorgânicos dissolvidos e orgânicos; mas quando são considerados os efeitos biológicos, a mais importante é a de metil mercúrio. A descoberta de que certos microrganismos possuem a capacidade de converter formas inorgânicas em orgânicas altamente tóxicas de metil ou dimetil mercúrio tornou qualquer forma de mercúrio potencialmente perigosa no ambiente.

A maioria do mercúrio encontrado nos tecidos dos peixes está na forma de metil mercúrio (Bache et al., 1971; Kamps et al., 1972; Huckabee et al., 1974). Westöö (1966, in Westöö, 1973) mostrou que o mercúrio em peixes existe predominantemente como metil mercúrio, mesmo quando todas as fontes de liberação locais são na forma inorgânica ou na de fenil. Segundo o mesmo autor (Westöö, 1973), a proporção do metil mercúrio em relação ao mercúrio no músculo do salmão (*Salmo salar*) de 1 a 7 anos de idade, e na "sea trout" (*Salmo oclá*), de 1 a 2 anos de idade, foi, em média, de 93% com uma variação de 81 a 98%, sendo independente da idade do peixe. No salmão e na "sea trout" de 1 e 2 anos de idade, o metil mercúrio constituiu de 26 a 67% do mercúrio total nas vísceras, sem dependência da idade.

O fígado dos peixes é capaz de sintetizar metil mercúrio a partir do Hg^{2+} . Parece, também, que o metil mercúrio pode ser diretamente concentrado da água através das brânquias. Dessa forma, os peixes acumulam metil mercúrio através da cadeia alimentar, da síntese pelo próprio fígado, e das brânquias (Westöö, 1967, e Miettinen, 1970, in Koli & Cauty, 1978).

A magnitude da bioacumulação do mercúrio depende da própria espécie, seu tempo de exposição, hábitos alimentares, taxa metabólica, tamanho, idade, qualidade da água e do grau de poluição da água pelo próprio mercúrio (EPA, 1972). Embora os mecanismos pelos quais o mercúrio se acumula nos organismos não estejam muito bem explicados, pelo menos três fatores estão envolvidos: a taxa metabólica de cada espécie de peixe, diferenças na seleção conforme o peixe se desenvolve, e a superfície epitelial disponível (EPA, op. cit.) Os peixes, aparentemente, acumulam compostos de mercúrio mais que qualquer outro organismo aquático, diretamente da água do mar e indiretamente através da cadeia alimentar (Keckes & Miettinen, 1972).

Nos peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente foram observados teores médios de mercúrio de 0,08 a 1,01 $\mu g/g$ na musculatura e de 0,03 a 1,07 $\mu g/g$ nas vísceras. Dentre as espécies de peixes filtradoras, as concentrações médias de mercúrio na musculatura variaram de 0,10 a 0,21 $\mu g/g$ e, nas vísceras, de 0,05 a 0,98 $\mu g/g$. Para as espécies omnívoras, as concentrações médias de mercúrio na musculatura variaram de 0,08 a 0,27 $\mu g/g$ e, nas vísceras, de 0,10 a 1,07 $\mu g/g$. Com relação às espécies carnívoras, os teores médios de mercúrio variaram de 0,09 a 1,01 $\mu g/g$ na musculatura e de 0,03 a 0,28 $\mu g/g$ nas vísceras.

São poucas as informações existentes sobre as concentrações de mercúrio nos tecidos dos organismos aquáticos que causam a morte dos próprios organismos. Peixes e moluscos encontrados mortos em Minamata (EPA, 1972) continham de 9 a 24 $\mu g/g$ de mercúrio em base úmida; provavelmente algumas dessas concentrações foram letais.

O mercúrio nos peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente (Tabela 4) apresentou uma bioacumulação signifi-

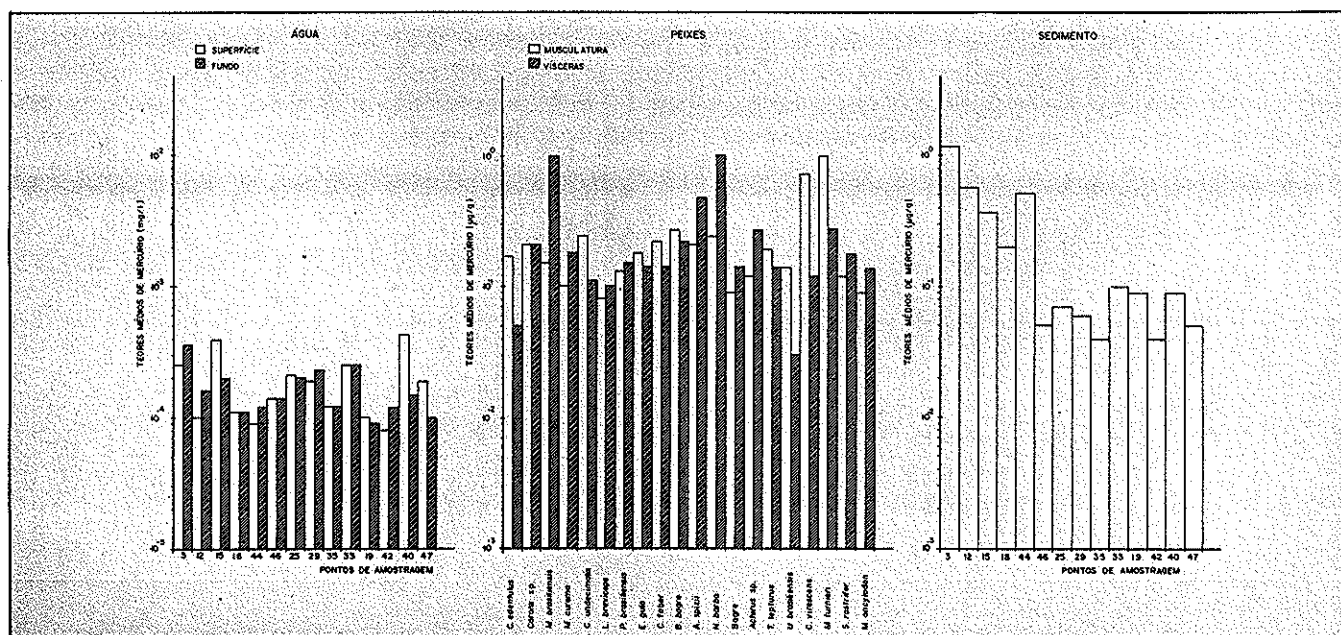


FIGURA 5 — Teores médios de mercúrio na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

cativa para a musculatura nas espécies *Caranx sp.*, *Centropomus undecimalis*, *Eucinostomus gula*, *Chaetodipterus faber*, *Bagre bagre*, *Arius spixii*, *Netuma barba*, *Trichiurus lepturus*, *Cynoscion virescens* e *Micropogonias furnieri*, e, para as vísceras, nas espécies *Caranx sp.*, *Mugil brasiliensis*, *M. curema*, *Bagre bagre*, *Arius spixii*, *Netuma barba*, *Achirus sp.*, *Micropogonias furnieri* e *Stellifer rastriifer*.

Segundo Hannerz (1968), a taxa de acumulação do mercúrio pelo peixe é rápida, embora a de eliminação seja lenta, levando a fatores de concentração de 3.000 vezes ou mais. Já foram observados fatores de concentração de mercúrio em peixes superiores a 10.000 vezes (McKim, 1974 in EPA, 1976).

A meia-vida do mercúrio em peixes é estimada em dois anos, ou seja, muito maior que para vertebrados superiores, como no caso do homem, onde é estimada em cerca de 80 dias (EPA, 1976). A concentração média de mercúrio no sedimento da região em estudo apresentou uma amplitude de variação de 0,04 a 1,16 $\mu\text{g/g}$ sendo o teor médio obtido para toda a região de 0,24 $\mu\text{g/g}$.

Segundo Koli e Cauty (1978), os peixes que se alimentam de pequenos organismos marinhos, de algas e do sedimento do fundo, acumulam mercúrio rapidamente. Tem sido demonstrado que a acumulação do mercúrio nos peixes em contato com o sedimento contaminado é muito maior que aquele acumulado a partir da água sobrejacente (Kudo & Mortimer, 1979). Esse fato talvez venha explicar a maior concentração de mercúrio nas espécies de peixes da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente, que têm sua vida relacionada com o fundo, como os bagres *Bagre bagre*, *Arius spixii* e *Netuma barba*, que são espécies que ocorrem em água pouco profunda, em fundo lodoso ou arenoso e que se alimentam de moluscos, crustáceos e outros organismos bentônicos; como *Achirus sp.*, *Mugil brasiliensis* e *M. curema*, que se alimentam do fundo lodoso e de organismos do mesmo, como algas etc.

Aparentemente o mercúrio no solo está num estado insolúvel, mas pode entrar na cadeia alimentar através da ação dos microrganismos do ambiente aquático (Cox et al., 1979).

O metil mercúrio possui uma afinidade muito alta por lípidos e é rapidamente absorvido por tecidos vivos. Assim, a tomada rápida pelo tecido orgânico tenderá a manter uma concentração muito baixa na água. Dessa forma, parece provável que, na maioria dos sistemas naturais, a liberação do metil mercúrio a partir do substrato em que é formado, possa ser atribuída a processos puros de difusão (Jernelöv et al., 1975).

Cromo total

A concentração de cromo na água do mar é, em média, de 0,00004 mg/l (EPA, 1972) a 0,00005 mg/l (Portmann, 1972;

Perkins, 1974), sendo geralmente bem inferior a 0,001 mg/l (EPA, 1976).

A EPA (1972) considera que concentrações de cromo iguais ou superiores a 0,1 mg/l constituem uma ameaça ao ambiente marinho e que teores inferiores a 0,05 mg/l apresentam riscos mínimos de efeitos deletérios.

Pode-se dizer que os valores médios de cromo total encontrados nas águas da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente estão dentro dos limites considerados normais para águas marinhas. A água apresentou concentrações de cromo total de 0,007 mg/l em superfície e de 0,007 e 0,088 mg/l em profundidade, sendo o teor médio de 0,010 mg/l.

Com relação ao sedimento, o cromo total variou de 1,69 a 35,72 $\mu\text{g/g}$, notando-se em geral, teores mais elevados nos estuários que na baía de Santos. O teor médio para toda a região foi de 16,76 $\mu\text{g/g}$.

As formas inferiores aquáticas são muito sensíveis ao cromo, sendo este acumulado em todos os níveis tróficos (EPA, 1972). Os peixes parecem ser relativamente tolerantes ao cromo (EPA, 1976). Na musculatura das espécies de peixes filtradoras da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente as concentrações médias de cromo total variaram de 0,04 a 0,59 $\mu\text{g/g}$ e, nas vísceras, de 0,04 a 0,58 $\mu\text{g/g}$. Com relação às espécies omnívoras, os teores médios na musculatura apresentaram uma amplitude de variação de 0,04 a 0,63 $\mu\text{g/g}$; quanto às vísceras, variaram de 0,04 a 0,61 $\mu\text{g/g}$. Nas espécies carnívoras, o cromo apresentou valores de 0,03 a 0,42 $\mu\text{g/g}$ na musculatura e de 0,03 a 0,37 $\mu\text{g/g}$ nas vísceras. Não foi observada nenhuma correlação entre o teor médio de cromo total e o hábito alimentar das espécies de peixes analisadas.

Os fatores de concentração de cromo total (Tabela 4) na musculatura dos peixes variaram de 3 a 63 e, nas vísceras, de 3 a 61, não sendo significativas, segundo o conceito de Lee (1980).

Cádmio

O cádmio é um metal de efeito cumulativo extremamente perigoso, pois quase não é excretado após a sua ingestão, podendo conduzir a efeitos mutagênicos ou teratogênicos (EPA, 1976). Biologicamente é um elemento não essencial, não benéfico e reconhecidamente de alto potencial tóxico.

A sua concentração na água do mar é um torno de 0,0001 mg/l (Bowen, 1966) e acima de 0,01 mg/l constitui um sério perigo ao ambiente marinho (EPA, 1976). Segundo Goldberg (1965) ele está presente em 83% sob a forma de Cd Cl^+ , 16% sob a forma de Cd^{2+} e 1% sob a forma de CdSO_4 .

Os teores médios de cádmio na baía de Santos e estuários de

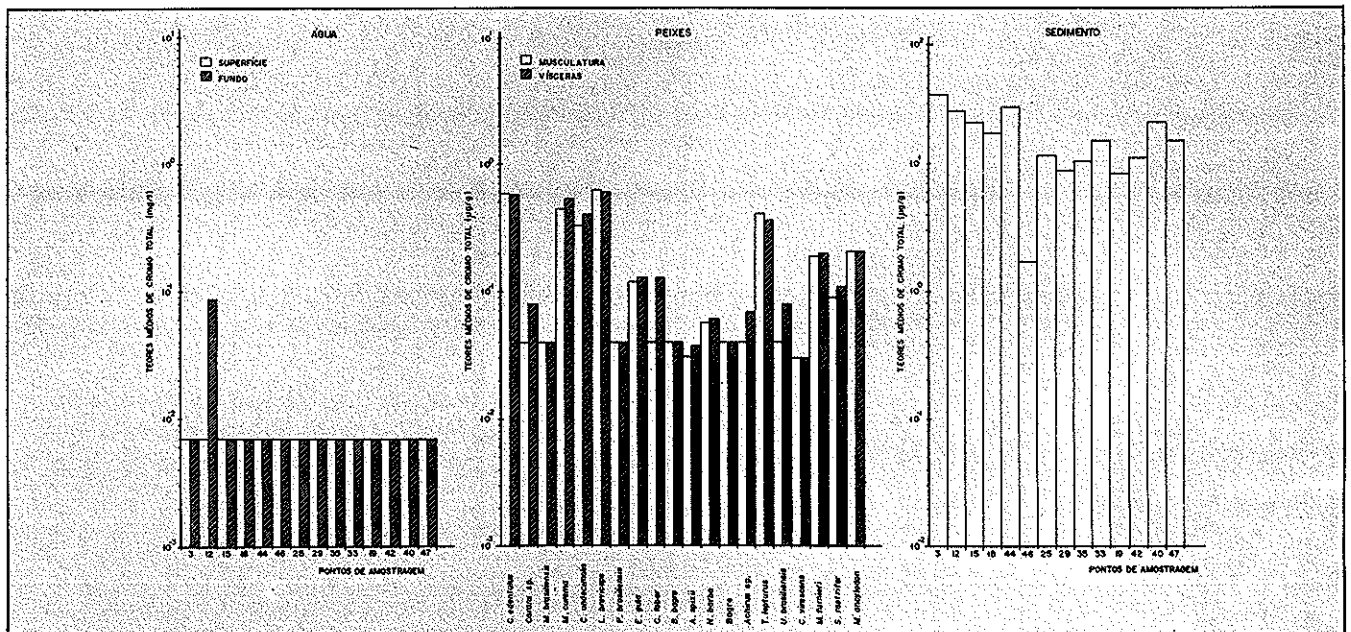


FIGURA 6 — Teores médios de cromo total na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

Santos e São Vicente, para a água de superfície, variaram de 0,0006 a 0,011 mg/l. Com relação à água de profundidade, esses teores apresentaram uma amplitude de variação de 0,0004 a 0,0016 mg/l. O teor médio de cádmio na água obtido para toda a região em estudo foi de 0,0008 mg/l. Esses teores já revelam um certo grau de contaminação da região por este metal. No sedimento, o cádmio apresentou teores de 0,15 a 0,21 µg/g, sendo o teor médio para toda a região de 0,19 µg/g.

Os processos físicos de fixação pelo sedimento marinho ou pelas partículas em suspensão, e os biológicos implicados na fauna e na flora, tendem a modificar o teor de cádmio na água. Pode-se levantar a hipótese de que as partículas em suspensão absorvem o metal e o precipitam sobre o sedimento, e que o cádmio se deposita sobre a camada superficial, onde reina uma forte atividade bacteriana. O sedimento age como um reservatório. De fato, após uma eventual modificação de sua forma físico-química pelas reações químicas ou bioquímicas, o cádmio pode retornar ao meio. Assim, a biomassa benthica (micro e macrorganismos) absorve o metal sedimentar e o acumula e, pela cadeia trófica, ele pode ser absorvido e assimilado pelos organismos superiores (Flatau & Aubert, 1979).

A sensibilidade ao cádmio aumenta com a complexidade da estrutura do organismo. Assim, as bactérias marinhas são mais resistentes e espécies mais diferenciadas como *Mytilus edulis* ou *Scorpaena porcus* são já mais sensíveis a concentrações de 2 mg/l. Nestes últimos, a concentração se processa mais rapidamente (Flatau & Aubert, 1979).

As espécies que vivem em um meio contaminado artificialmente por 1 µg/l contêm dez vezes mais cádmio do que as que vivem em um meio natural, contendo em média 0,3 µg/l. Assim, o meio marinho desempenha um papel importante (Flatau & Aubert, op. cit.).

Em todas as espécies de peixes filtradoras da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente as concentrações médias de cádmio na musculatura foram de 0,06 µg/g e, nas vísceras, de 0,05 a 0,12 µg/g. Nas espécies omnívoras notou-se uma variação para a musculatura de 0,06 a 0,07 µg/g e, para as vísceras de 0,06 a 0,22 µg/g. Com relação às espécies carnívoras, as concentrações médias variaram de 0,05 a 0,06 µg/g na musculatura e de 0,04 a 0,13 µg/g nas vísceras.

Os fatores de concentração de cádmio (Tabela 4) obtidos para a musculatura dos peixes variaram de 63 a 88 e para as vísceras de 63 a 275, sendo os maiores valores observados para as espécies *Chaetodipterus faber*, *Urophycis brasiliensis*, *Caranx* sp. e *Achirus* sp.

Esses fatores de concentração de cádmio nos peixes estudados não são significativos, segundo o conceito de Lee (1980), porém mesmo níveis subagudos de cádmio na água produzem disfunções de vários processos fisiológicos e bioquímicos em peixes

(Larsson et al., 1976), sendo que mesmo pequenos distúrbios fisiológicos podem reduzir a chance de o animal ser bem-sucedido no seu meio.

Segundo Nilsson (1970), o cádmio tem uma alta afinidade por grupos sulfidrilas, hidroxilas e ligações contendo nitrogênio. Assim, unindo-se a tais grupos em sistemas enzimáticos, pode afetar processos bioquímicos e fisiológicos básicos e produzir distúrbios de funções centrais do organismo, mesmo em concentrações muito baixas.

De acordo com os resultados de Nakamura (1974), que trabalhou com o peixe *Tribolodon*, o cádmio interfere no crescimento ósseo, provocando deformidades e atraso.

Larsson et al. (1976), estudando o linguado *Pleuronectes flesus* exposto ao cádmio, observaram que o quadro clínico complexo se assemelha em muitos aspectos à toxicose de cádmio em mamíferos (por exemplo: anemia sanguínea, distúrbios iônicos bivalentes, metabolismo de carboidratos alterado).

De todos os metais analisados neste trabalho, muita atenção deve ser dada ao zinco, ao mercúrio e ao cobre, que foram aqueles que apresentaram fatores de concentração significativos nos peixes. Portanto, é de grande importância que se proceda a um programa de monitoramento desses metais na Baixada Santista, através de amostragens periódicas utilizando-se como indicadores os peixes de hábitos demersais que vivem em fundos lodosos e se alimentam de organismos dos mesmos, como os bagres (*Bagre bagre*, *Arius spixii*, *Netuma barba* etc.), as tainhas (*Mugil brasiliensis*), os paratis (*M. curema*) e os linguados (*Achirus* sp.).

CONCLUSÕES

Os teores médios de cobre detectados na água mostram uma contaminação incipiente da região por este metal.

Independente dos hábitos alimentares das espécies de peixes analisadas, os teores de cobre foram sempre mais elevados nas vísceras do que na musculatura.

Fatores de concentração significativos de cobre foram verificados apenas nas vísceras das espécies *Mugil brasiliensis* e *M. curema*.

O chumbo não está presente na água em concentrações que possam provocar efeitos adversos sobre os organismos, não apresentando fatores de concentração significativos nos peixes.

Os teores médios de zinco na água evidenciam uma contaminação da região por este metal.

Todas as espécies de peixes analisadas apresentaram teores médios de zinco mais elevados nas vísceras em relação à musculatura. Os teores mais elevados ocorreram em bagres, que são espé-

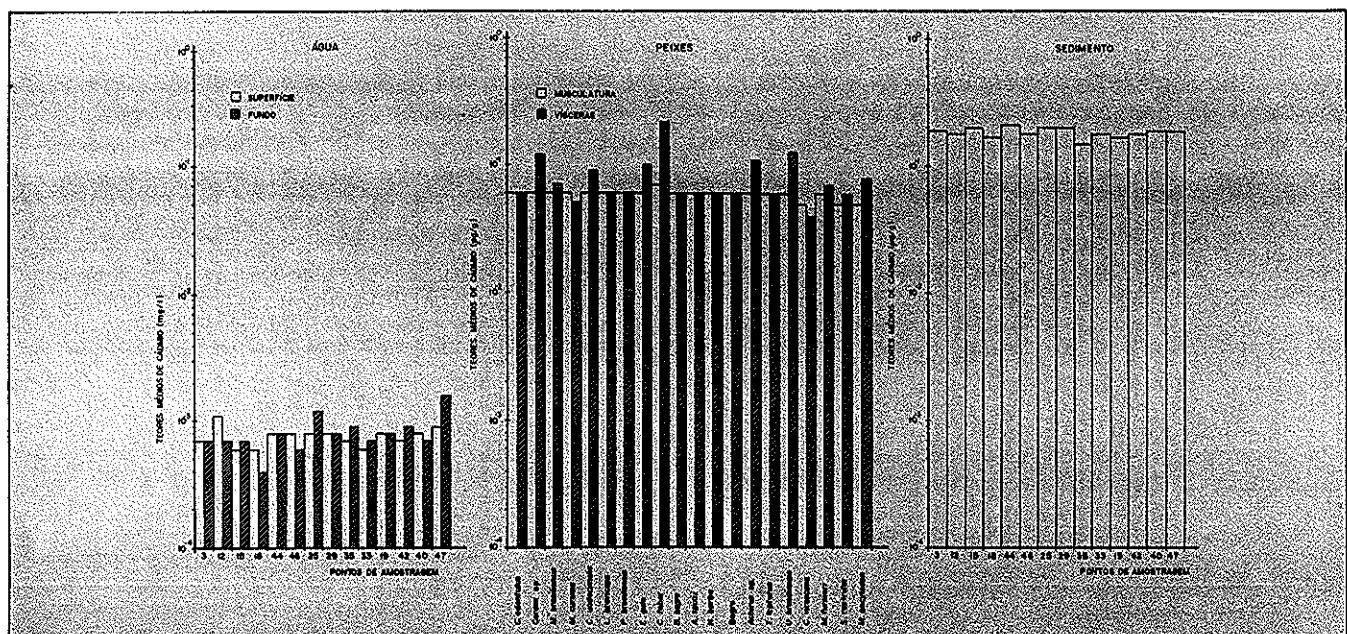


FIGURA 7 — Teores médios de cádmio na água, nos peixes e no sedimento da baía de Santos e estuários de Santos e São Vicente.

cies omnívoras, de hábitos demersais, vivendo em contato direto com o fundo.

Fatores de concentração significativos de zinco foram observados apenas nas vísceras das espécies de peixes que, de uma maneira geral, vivem em fundos lodosos e se alimentam dos organismos do mesmo, como os bagres, tainhas, paratis, linguados etc.

Os teores médios de mercúrio na água evidenciam uma contaminação da região por esse metal.

De todos os metais analisados, o mercúrio foi o único que apresentou fatores de concentração significativos na musculatura das espécies de peixes. Das 20 espécies analisadas, dez apresentaram fatores de concentração de mercúrio significativos para a musculatura e nove para as vísceras.

Não se observou nenhuma relação nítida dos teores de mercúrio com os hábitos alimentares das espécies analisadas, tendo sido, porém, observadas concentrações elevadas nas espécies de peixes que têm sua vida relacionada com o fundo.

Os valores médios de cromo total verificados na água estão dentro dos limites considerados normais para águas marinhas.

Os fatores de concentração de cromo total nos peixes não são significativos.

Os teores médios de cádmio observados na água já revelam um certo grau de contaminação da região por este metal, não sendo, porém, significativos os fatores de concentração nos peixes.

REFERÊNCIAS

- 1 — APHA, American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 14th ed., N.Y., APHA, AWWA, WPCF, 1975, 626 p.
- 2 — BACHE, C.; GUTENMANN, W. & LISK, D. Residues of total mercury and methylmercury salts in lake trout as a function of age. *Science*, 172: 951, 1971.
- 3 — BOWEN, H.J.M. *Trace elements in-biochemistry*. Academic Press, New York, 1966.
- 4 — BROOKS, R.R. & RUMSKY, M.G. Biochemistry of trace element uptake by some New Zealand bivalves. *Limnol. Oceanogr.*, 10: 521-527, 1965.
- 5 — CERVIGÓN, M.F. *Los peces marinos de Venezuela*. Est. Invest. Mar. Margarita Fund. La Salle Cienc. Nat. Caracas, 2 vols, 951 p., 1966.
- 6 — CETESB, S. Paulo. *Metais pesados no estuário e baía de Santos*. S. Paulo, CETESB, 1980, 75 p. (Relatório CETESB).
- 7 — CHIPMAN, W.A.; RICE, T.R. & PRICE, T.J. Uptake and accumulation of radioactive zinc by marine plankton, fish and shellfish. U.S. Fish. Wildl. Serv. Fish. Bull., 58 (135): 279-292, 1958.
- 8 — COX, J.A.; CARNAHAN, J.; DINUNZIO, J.; McCOY, J. & MEISTER, J. Source of mercury in fish new impoundments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 23(6): 779-783, 1979.
- 9 — EPA, Environmental Protection Agency. *Methods for chemical analysis of water and wastes*. Environmental Protection Agency. *Water Quality Office, Cincinnati, Ohio*, 1971.
- 10 — ————. *Water quality criteria*. Ecological res. ser. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1972, 594 p.
- 11 — ————. *Quality criteria for water*. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., pre-publication copy, 1976, 501 p.
- 12 — FAO, Food and Agriculture Organization. Cadmium, lead, mercury, and methyl-mercury-compounds; a review of methods of trace analysis and sampling with special reference to food. *Manual of the Food and Agricultural Organization of the United Nations*, Rome, Italy, 1976, 97 p.
- 13 — FLATAU, G. & AUBERT, M. Etude de la toxicité directe et induite du cadmium en milieu marin. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, LIII-LIV: 51-59, 1979.
- 14 — FRIEDEN, E. The chemical elements of life. *Scientific American*, 227: 52-60, 1972.
- 15 — GECKLER, J.R.; HORNING, W.B.; NEIHEISEL, T.M.; PICKERING, Q.H. & ROBINSON, EL. L. *Validity of laboratory tests for predicting copper toxicity in streams*. USEPA, Duluth, Minnesota. EPA 600/3: 76-116, 1976.
- 16 — GOLDBERG, E.D. Minor elements in sea-water. In: RILEY, J.R. & SKIRROW, G. (eds). *Chemical Oceanography*. Academic Press, London, 1965.
- 17 — HANNERZ, L. *Experimental investigations on accumulation of mercury in water organisms*. Fish. Bd. Sweden, Inst. Freshwater Res., Drottingholm, Report 48, 1968.
- 18 — HUCKABEE, J.W.; FELDMAN, C. & TALMI, Y. Mercury concentrations in fish from the Great Smoky Mountains National Park. *Anal. Chem. Acta*. 70: 41, 1974.
- 19 — JERNELOV, A.; LANDNER, L. & LARSSON, T. *Swedish perspectives on mercury pollution*. *J. Water Poll. Control Fed.*, 47 (4): 810-822, 1975.
- 20 — KAMPS, L. R.; CARR, R. & MILLER, H. total mercury-monomethylmercury content of several species of fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 3(5): 273, 1972.
- 21 — KECKES, S. & MIETTINEN, J.K. Mercury as a marine pollutant. In: RUIVO, M. (ed.). *Marine Pollution and sea life*. FAO Fishing News (Books) Ltd. London, England: 276-289, 1972.
- 22 — KOLI, A.K. & CAUTY, W.T. Determination of methylmercury in fish of South Carolina. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 20: 537-543, 1978.
- 23 — KUDO, A. & MORTIMER, D.C. *Pathways for mercury uptake by fish from bed sediments*. *Env. Poll.*, 19 (3): 239-245, 1979.
- 24 — LARSSON, A.; BENGTTSSON, B-E & SUANBERG, O. Some haematological and biochemical effects of cadmium on fish. In: LOCKWOOD, P.M. (ed), *Effects of pollutants on aquatic organisms*. Society for experimental biology. Seminar series 2. Cambridge University Press, London: 7-34, 1976.
- 25 — LEE, C.M. Bioaccumulation tests. In: *Aquatic toxicity Seminar*, 15-19/09/80, S. Paulo, Brasil: 26-37, 1980.
- 26 — NAKAMURA, M. Experimental studies on the accumulation of cadmium in the fish (*Tribolodon*). In: EPA, Environmental Protection Agency, *Third annotated bibliography on biological effects of metals in aquatic environments*. (n.º 1293 - 2246), EPA - 600/3 - 78 - 005, 1978:A 228, 1974.
- 27 — NILSSON, R. Aspects on the toxicity of cadmium and its compounds: a review. *Ecological Research Committee, Bull* (7). Swedish Natural Science Research Council, Stockholm, 1970, 49 p.
- 28 — PARSONS, T.R.; TAKAHASHI, M. & HARGRAVE, B. *Biological oceanographic processes*. Pergamon Press, 1977, 332 p.
- 29 — PERKINS, E.J. *The biology of estuaries and coastal waters*. Academic Press. London, New York, 1974, 678 p.
- 30 — PORTMANN, J.E. The levels of certain metals in fish from coastal water around England and Wales. In: EPA, Environmental Protection Agency, *Third annotated bibliography on biological effects of metals in aquatic environments*. Environmental Protection Agency, EPA-600/3 - 78 - 005, 1978: 258, 1972.
- 31 — RICE, R.W. & HARRISON, F.L. Copper sensitivity of Pacific herring, *Clupea harengus pallasii*, during its early life history. *Fishery Bull.*, 76(2):347-356, 1978.
- 32 — SAWARD, D.; STIRLING, A. & TOPPING, G. Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. *Marine Biology*, 29: 351-361, 1975.
- 33 — SEVERY, H. The occurrence of copper and zinc in certain marine animals. *J. Biol. Chem.*, 55: 79-92, 1923.
- 34 — VINOGRADOV, A.D. The elementary chemical composition of marine organisms. *Mem. Sears Found. Mar. Res.* (2). New Haven, Conn., 1953, 647 p.
- 35 — VLADIMIROV, V.I. Dependence of the embryonic development and viability of the carp on the trace element zinc. *Voprosy Ikhtiologii*, 9: 687-696, 1969.
- 36 — WALDICHUK, M. Some biological concerns in heavy metal pollution. In: VERNBERG, F. J. & VERNBERG, W. B. (eds.), *Pollution and physiology of marine organisms*. Academic Press, 1974, 492 p.
- 37 — WESTÖÖ, G. Methylmercury as percentage of total mercury in flesh and viscera of salmon and sea trout of various ages. *Science*, 181: 567-568, 1973.

SITUAÇÃO DO CONTROLE DA POLUIÇÃO EM CUBATÃO

Nelson V. de Vanconcelos¹
Rubens M. de Abreu²

RESUMO — Cubatão começou a aparecer nos jornais a partir de 1980, em decorrência de uma pretensa correlação entre a anencefalia e a poluição local. A grande discussão subsequente motivou o "Plano de Ação para o Controle da Poluição Ambiental de Cubatão", deflagrado em julho de 1983, sob a coordenação do insigne Engenheiro Ambiental Fernando de Araújo Guimarães, prematuramente falecido. Decorridos cerca de quatro anos de intenso trabalho na correção de 320 fontes poluidoras, com um investimento industrial da ordem de US\$ 100 milhões, o retrato da situação mostra que muito se conseguiu na mais ousada ação de controle da poluição já conduzida pela Cetesb.
Palavras-chave: Cubatão, poluição do ar, poluição ambiental, controle de poluição, controle de emissões.

ABSTRACT — Cubatão started arising in the newspapers in 1980, because of a supposed correlation between anencephaly and the local pollution. The big discussions that followed later induced the "Program for Environmental Pollution Control in Cubatão" triggered off on July 1983, under the coordination of the late and distinguished Engineer Fernando de Araújo Guimarães. After four years of hard work in the correction of 320 pollution sources, at an investment cost of US\$ 100 millions, the situation shows that one has achieved too much as result of the most audacious control action ever carried out by Cetesb.
Key words: Cubatão, air pollution, environmental pollution, pollution control, emissions control.

INTRODUÇÃO

A proximidade do Porto de Santos e do grande centro industrial da Grande São Paulo constituiu fator importante para a implantação da Refinaria Presidente Bernardes em Cubatão, a que se seguiram outras indústrias de grande porte, dos tipos siderúrgico, químico e de fertilizantes, principalmente. Por sua vez, a presença dos manguezais, a proximidade da Serra do Mar e as características meteorológicas foram simplesmente desconsideradas ou desconhecidas nas avaliações feitas para viabilizar a implantação desse pólo industrial.

Como consequência da fragilidade dos recursos naturais, aliada a uma acentuada displicência no tocante ao condicionamento das emissões de poluentes e da paisagem local, produziu-se um intenso processo de deterioração ambiental que culminou no fenômeno Cubatão. Isso se deu a partir de 1980, quando os jornais começaram a veicular notícias de que a poluição local seria a responsável pela incidência de nascimentos com problemas de anencefalia.

O mundo inteiro passou a focalizar Cubatão, que recebeu a pecha de cidade mais poluída deste planeta.

Inicialmente, as indústrias assumiram uma atitude pouco cooperativa, mesmo quando o Governo Federal, perplexo em face do clamor público, passou a exigir soluções sem perceber de pronto que várias indústrias eram de seu domínio acionário. Em março de 82, o Ministério do Interior resolveu constituir uma Comissão Interministerial visando à recuperação da qualidade ambiental de Cubatão. Antes disso, em 1981, a Assembléia Legislativa Estadual criava uma Comissão Especial de Inquérito para avaliar a situação de Cubatão e recomendar as medidas necessárias para sua regularização.

Após as primeiras iniciativas, e dando continuidade às suas ações de controle, a CETESB preparou e iniciou, em julho de

1983, o Programa de Controle de Poluição Ambiental em Cubatão, que teve na sua coordenação técnica o eminente Engenheiro Sanitarista e Ambiental Fernando de Araújo Guimarães, até que a morte o levasse em março de 1986. As diretrizes básicas desse Programa foram: controlar as fontes de poluição ambiental; desenvolver estudos, pesquisas e atividades para obtenção de um quadro mais preciso da problemática ambiental; conscientizar as entidades e instituições da comunidade local quanto ao problema, suas dimensões e consequências.

Assim, a CETESB articulava a maior e mais concentrada ação de controle de poluição de sua história, através da mobilização de recursos humanos e materiais, cabendo ao empresariado o investimento de mais de US\$ 100 milhões. A fase de implantação das medidas de controle começou, efetivamente, um ano depois do início do Programa e o cronograma estabelecido prevê completá-lo por volta de 1988.

Uma vez transcorridos cerca de quatro anos na execução deste Programa, cuja filosofia e conceito foram explanados em artigo publicado na edição n.º 2 desta Revista, cumpre avaliar a situação em Cubatão mostrando a evolução e o posicionamento atual na qualidade ambiental, das emissões de poluentes e dos trabalhos em desenvolvimento no âmbito do controle da poluição ambiental.

A REGIÃO

Localizada no sopé da Serra do Mar, a região de Cubatão foi em grande parte área de manguezais que o trabalho do homem reverteu inicialmente na implantação da pequena cidade e, posteriormente, dos grandes complexos industriais. A conformação topográfica apresenta duas sub-regiões distintas que os estudos meteorológicos e os índices de qualidade do ar vieram caracterizar como bacias aéreas de Cubatão-Centro e de Cubatão-Vila Parisi, conforme mostra a Figura 1. Entre a cidade (Centro) e o bairro de Vila Parisi há um morro, que também divide as bacias dos rios Perequê e Piaçaguera, afluentes do Cubatão, que por sua vez desemboca no Estuário de Santos.

¹ Engenheiro Industrial e Sanitarista, Diretor de Controle da CETESB.

² Engenheiro da CETESB, Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade do Texas, EUA.

TABELA 1 — Emissões reduzidas de poluentes atmosféricos, entre 1984 e 1987, em percentagem emitida, sendo as de 1984 (real) e 1987 (prev.) também em t/d.

Poluentes	Real - 1984		1985 (%)		1986 (%)		Jul. 1987 (%)		Prev. 1987	
	t/d	%	Prev.	Real	Prev.	Real	Prev.	Real	t/d	%
Material Particulado	236,6	100	58	77	34	21	12	13	21,3	09
Fluoretos	2,6	100	89	89	74	42	08	08	0,2	08
Amônia	8,7	100	88	88	29	29	12	28	0,3	03
Hidrocarbonetos	90,0	100	80	80	31	31	27	27	11,7	13
Óxidos Nitrogênio das Unid. Ácido Nítrico	61,0	100	—	—	48	48	48	48	7,9	13
Óxidos Enxofre das Unid. Ácido Sulfúrico	34,0	100	83	83	16	66	16	16	5,4	16

Fonte: CETESB

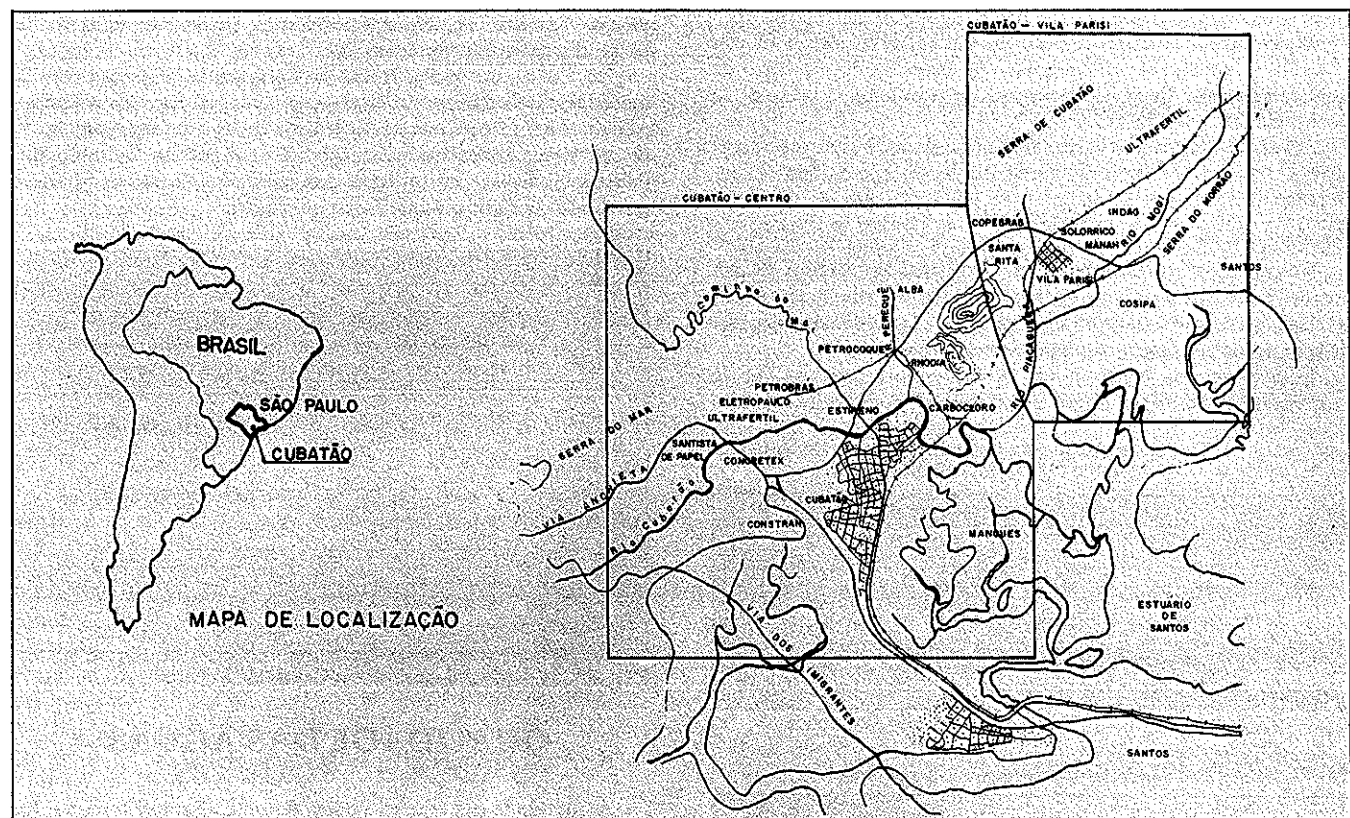


FIGURA 1 — A região de Cubatão.

EVOLUÇÃO DAS EMISSÕES DE POLUENTES

A causa da poluição reside na emissão de poluentes que devem ser dispersados e assimilados pelo ambiente. Esta questão será abordada separando-se os poluentes do ar, das águas e os resíduos sólidos.

A Tabela 1 fornece a evolução das emissões dos principais poluentes atmosféricos em termos de percentagem emitida, prevista e real, assim como a situação em 1984, em toneladas por dia, quando se iniciou a implementação das medidas de controle fixadas no Programa e, também, a previsão da quantidade emitida para o final de 1987.

Pela Tabela 1, nota-se que as metas previstas para redução de poluentes atmosféricos, os quais respondem pela poluição mais significativa em Cubatão, foram satisfatoriamente alcançadas. No caso dos particulados, por exemplo, em julho de 1987 o nível das emissões era da ordem de 13% do que havia em 1984. Já os fluoretos presentes nas emissões das indústrias de fertilizantes, que apresentam um certo atraso no cronograma, terão as emissões colocadas em dia com a montagem final dos sistemas de controle das fontes das unidades de superfosfato. Os fluoretos são fitotóxicos e atacam a vegetação da Serra do Mar.

A amônia é formada por um poluente secundário: o sulfato de amônia presente nas emissões das indústrias de fertilizantes.

Ao final do plano não será mais "sentida", porque estará abaixo do limite de percepção.

O inventário de hidrocarbonetos indica uma emissão total de cerca de 90 t/dia em julho de 1984, que interferia particularmente em Cubatão-Centro. Os hidrocarbonetos, juntamente com os óxidos de nitrogênio, respondem pela formação de ozona na atmosfera. Em julho de 1987 a emissão caía para cerca de 25 t, com 73% da redução. No caso do óxido de nitrogênio a redução situa-se em 52%, primordialmente nas unidades de fabricação de ácido nítrico.

Já os óxidos de enxofre provêm tanto da queima de óleo combustível com alto teor de enxofre, que em Cubatão foi logo substituído por óleo tipo BTE, quanto das fábricas de ácido sulfúrico. Estes óxidos transformam-se em sulfatos, na forma de particulados extremamente finos (< 2,5 μ), prejudiciais ao aparelho respiratório. A emissão atual é estimada em 16% da que havia em 1984 nas unidades de ácido sulfúrico. No global, a emissão situa-se ainda em cerca de 50 t/dia, que em futuro próximo será substancialmente reduzida através do uso do gás natural.

Finalmente, há que se registrar como incômodo à população as emissões odoríferas que, num pólo industrial como Cubatão, provêm de diversas fontes, particularmente da Refinaria, da Estireno e das indústrias de fertilizantes (amônia). Cuidados na operação e manutenção das instalações produtivas reduzem a ocorrência de tais eventos que, se não podem ser eliminados de todo, serão minimizados com a própria ajuda de reclamações da população.

Água

A poluição das águas do rio Cubatão e seus afluentes decorre dos lançamentos de despejos industriais e dos esgotos da cidade. Costuma ser preocupação da população da Baixada Santista a descarga, na Usina Hidrelétrica Henry Borden, das águas providas da Represa Billings.

Cumpra assinalar, desde logo, que a Billings exerce uma ação depuradora nas águas do Alto Tietê, de tal forma que as descargas no rio Cubatão não têm apresentado problema, especialmente depois de 1982, quando todo o detergente produzido no Brasil passou a ser biodegradável. Anteriormente havia produção de espuma nos canais de fuga da Usina.

Voltando às emissões locais, deve-se dizer que os esgotos domésticos representam uma carga orgânica de cerca de 4 t DBO₅/dia (70 mil habitantes) e estão em fase de solução pela Sabesp, com a construção de rede coletora e estação de tratamento.

Já as fontes industriais de poluição das águas chegam a 44, das quais 28 se encontram controladas. As emissões de mercúrio da indústria de cloro deixaram de constituir problema já no final da década de 70.

A Tabela 2 mostra as cargas remanescentes de alguns poluentes nos despejos industriais, cujas reduções correspondem aos resultados do Programa em foco.

Resíduos sólidos

No início da implementação do programa os resíduos sólidos gerados em Cubatão apresentavam sérios riscos ambientais. Algumas indústrias já haviam aplicado algumas medidas que, apesar de importantes, ficavam aquém das necessidades.

O levantamento realizado em 1984 está sintetizado na Tabela 3, observando-se as seguintes irregularidades: disposição inade-

TABELA 2 — Cargas industriais poluidoras das águas, de 1984 a 1987, em %, sendo as de 1984 (real) e 1987 (prev.) também em t/d.

Poluentes	Cargas remanescentes industriais					
	1984 (real)		Jul. 1987	Prev. 1987		
	t/d	%	%	t/d	%	
DBO ₅	57,1	100	09	5,5	06	
Fenóis	0,07	100	94	0,02	20	
Metais	4,0	100	03	0,1	03	
Fluoretos	2,8	100	11	0,1	04	

Fonte: CETESB

TABELA 3 — Resíduos sólidos gerados em Cubatão, 1984.

Fonte	Tipo de resíduo	Quantidade t/dia	% do Total
Indústria	Inerte	2.265	92
	Perigoso	54	02
	Doméstico	106	04
Município	Doméstico	28	01
Hospital	Hospitalar-séptico	< 1	< 1
Total		2.454	100

Fonte: CETESB

TABELA 4 — Valores médios anuais de parâmetros de qualidade das águas no rio Cubatão e Canal de Fuga Usina Henry Borden - 1984/86.

Parâmetro	Padrão Classe 2	Ponto CB 2200 rio Cubatão Ponte Preta		Ponto CF 2020 Canal de Fuga U. Henry Borden		Ponto CB 2400 rio Cubatão a jusante do rio Perequê	
		1984	1986	1984	1986	1984	1986
pH	—	6,8	6,3	7,2	6,7	7,0	6,8
Ox. Dissolv.	5 mg/l	8,4	8,4	8,6	8,2	7,9	7,5
DBO ₅	5 mg/l	1	1,8	4,4	11,3	7,6	9,1
Colifecal	1000 NMP/100 ml	1390	1450	215	24	6240	10480
N total	10 mg/l	1,7	1,1	3,6	8,6	5,1	8,5
P total	mg/l	0,08	0,05	0,1	0,6	0,1	0,7
Mercurio	0,0002 mg/l	<0,0002	<0,0001	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0001
Fenol	0,001 mg/l	<0,001	<0,002	<0,001	<0,002	0,15	0,08

Fonte: CETESB

quadra de resíduos perigosos; locais impróprios para disposição de lixo; queima ao ar livre de resíduos hospitalares, em área urbana.

As soluções adotadas envolveram a implantação de aterros industriais e sanitários, armazenagens provisórias e reaproveitamento de resíduos. Está prevista para 1987 a adequação completa da disposição dos resíduos sólidos industriais.

A QUALIDADE AMBIENTAL

Em decorrência de todos esses abatimentos nas emissões de poluentes, teria de haver uma melhoria significativa na qualidade ambiental de Cubatão. É o que será mostrado a seguir.

Como já citado, há duas bacias aéreas na região e a qualidade do ar na Cubatão-Centro chega a ser melhor do que em 12 das 25 estações instaladas na Grande São Paulo, entre as quais as do Taupapé, Praça do Correio e outras.

Em Cubatão-Vila Parisi têm sido registradas concentrações de material particulado e ozona superiores aos padrões vigentes, principalmente no inverno, quando as condições meteorológicas são adversas. Não obstante, a qualidade do ar em Cubatão-Vila Parisi melhorou, como mostra o gráfico da Figura 2, embora se possa perceber que ainda há algo por fazer.

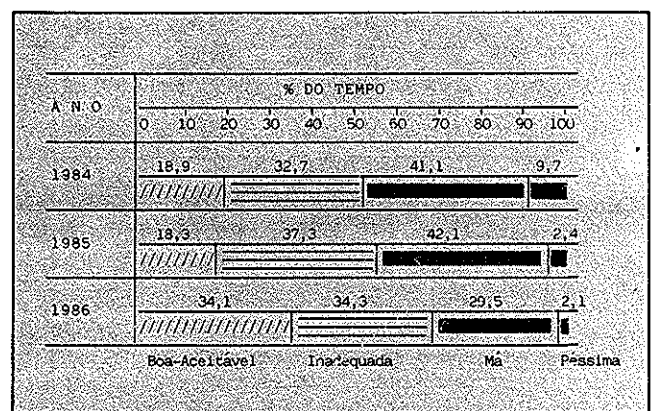


FIGURA 2 — Qualidade do ar em Cubatão-Vila Parisi.

QUALIDADE DAS ÁGUAS

A qualidade das águas na bacia do rio Cubatão é acompanhada em Estações de Amostragem, tendo as mais antigas sido iniciadas em 1975. A Tabela 4 retrata a qualidade dessas águas em 1984 e 1986.

Como já foi dito, as águas que descem da Billings pelos canais de fuga da Usina Henry Borden não comprometem a qualidade das águas do rio Cubatão que, na verdade, se tornam mais poluídas depois de atravessar a cidade e receber as águas do rio Perequê. A poluição transparece pelo parâmetro coliformes fecais, devido aos esgotos da cidade e aos fenóis, reduzidos mas ainda não o suficiente.

TABELA 5 — Situação das fontes de poluição

Fontes	Autuadas	Controladas	Em andamento	Em atraso (31/7/87)	N.º indústrias
Poluição do Ar	230	153	55	22	18
Poluição das Águas	44	29	10	05	11
Poluição do Solo	46	41	02	03	23
Total	320	223	67	30	25

Fonte: CETESB

OPERAÇÃO INVERNO

Durante o inverno podem ocorrer episódios críticos de poluição do ar, devido às más condições atmosféricas para a dispersão de poluentes. Em razão disto, a CETESB põe em prática a Operação Inverno, pela qual, se as estações de amostragem apresentarem concentrações acima de determinados limites, serão declarados Estados de Alerta ou Emergência, quando se aplicam medidas no sentido de reverter rapidamente a situação.

Na realidade, o material particulado é o parâmetro que tem causado problema em Vila Parisi. Neste caso, o limite para declaração do Estado de Alerta é $625 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média diária (Hi-Vol.), que corresponde a $372 \mu\text{g}/\text{m}^3$ monitor β .

A experiência em Cubatão sugeriu aos técnicos anteciparem a aplicação de medidas de pré-Alerta (paralisação de fontes, umecção de ruas e pátios), aguardando-se um pouco mais ($430 \mu\text{g}/\text{m}^3 \beta$) para a declaração oficial do Estado de Alerta. Este trabalho envolve plantões de 24 horas tanto na Unidade Regional de Cubatão quanto na Sede Central em São Paulo.

Outra constatação é a de que, de um lado, calmarias fazem aumentar a concentração de particulados na atmosfera e, de outro, ventos acima de 3 m/s provocam a ressuspensão de poeiras fugitivas das ruas e áreas de estocagem de materiais pulverulentos, com efeito semelhante.

Enquanto em 1984 ocorreram 12 Estados de Alerta e um de Emergência, em 1985 esses números baixaram para 8 Alertas e um Emergência, ficando em um Alerta apenas, no ano de 1986. Grandes ventos em 1987 já fizeram registrar dois Estados de Alerta (julho/87).

ESTUDOS DE APOIO

Um programa deste porte, que não tenha o respaldo de uma base técnica sólida, corre o risco de fracassar. Por isso, a CETESB vem desenvolvendo mais de uma dezena de estudos de grande alcance, centrados na problemática de Cubatão, abrangendo campos como: toxicologia ambiental, biologia, botânica, agronomia, geologia, engenharia, meteorologia e estatística aplicada, apenas para citar as grandes linhas.

Neste contexto, vale assinalar alguns estudos que implicaram o uso de uma tecnologia de ponta. Na identificação de fontes de material particulado, por exemplo, aplicou-se o chamado *modelo receptor*, trabalho este que contou com a colaboração da NEA Inc. (EUA) e do Instituto de Física da Universidade de São Paulo. O problema consiste em coletar o material no ambiente e poder dizer com segurança de que fontes proveio.

Outro estudo que mereceu ênfase, graças à visão de Fernando Guimarães, é o da *avaliação de riscos ambientais*, através do qual se pode nortear e fixar as prioridades no tocante à prevenção de acidentes desta natureza. Este "know-how" já se encontra em difusão neste país.

PARTICIPAÇÃO COMUNITÁRIA

Outro enfoque basilar no desenvolvimento do Programa Cubatão foi o da participação comunitária. Neste sentido, um dos principais instrumentos tem sido as formas de educação ambiental.

Os resultados do processo de educação ambiental têm apresentado reflexos positivos como um dos agentes propulsores da

melhoria da qualidade ambiental.

Mais de uma dezena de folhetos publicados pela CETESB, inúmeras reuniões e seminários com a participação de vários segmentos da comunidade são exemplos desse trabalho.

PERSPECTIVAS

O trabalho prossegue, pois, apesar da mudança do Governo Estadual no início de 1987, não deverá haver solução de continuidade em um programa de tão alta relevância. Assim, a Tabela 5 oferece o resumo das fontes de poluição e sua situação em termos de controle.

Conforme se observa, existe algum atraso em relação ao cronograma inicial de implantação das medidas antipoluidoras, fato que ocorre em cerca de 10% das fontes. Novos prazos estão sendo acertados com as empresas.

Um fato merecedor de nota é que, paralelamente ao abatimento da poluição, algumas indústrias têm procurado melhorar o aspecto visual através de projetos de paisagismo, utilizando vegetação conveniente, cuidando de fachadas e esmerando na ordem e limpeza. Isto certamente valorizará a imagem da cidade que, por sua vez, melhora a infra-estrutura, uma vez que dispõe de recursos tributários decorrentes da sua própria potência industrial.

Por outro lado, procura-se disciplinar também a expansão industrial de maneira a não prejudicar o quadro ambiental, com base nas seguintes medidas: uso do *conceito bolha* para poluentes em condição de saturação; proibição de introdução de poluentes tóxicos.

O conceito bolha permite evitar aumento de emissões de um determinado poluente numa bacia aérea. Embora 65 licenças de instalação tenham sido emitidas na vigência do Programa, entre as quais apenas 12 referiam-se a equipamentos ou instalações produtivas, não haverá impacto ambiental negativo.

A CETESB mantém uma equipe técnica altamente qualificada na Unidade Regional de Cubatão, capacitada portanto a exercer a fiscalização e orientação de campo em alto nível. Reforço no quadro funcional destinado a atender a plantões permanentes com pessoal técnico residente na própria cidade acaba de ser implantado, o que dará maior presteza às ações da CETESB.

REFERÊNCIAS

- 1 — CETESB, São Paulo. *Controle da poluição ambiental em Cubatão: resultados de julho de 1983 a janeiro de 1987*. São Paulo, 1987, 29 p.
- 2 — *Plano de ação para controle da poluição ambiental em Cubatão*. São Paulo, 1983 ... p.
- 3 — GALVÃO FILHO, J.B. Controle da poluição ambiental: Cubatão, filosofia e conceito. *Ambiente — Revista CETESB de Tecnologia* São Paulo, 1 (2): 70-3, 1987.
- 4 — KUCINSKI, B. et al. Cubatão, uma tragédia ecológica. *Ciência hoje*, 1 (1): 11-24, jul-ago, 1982.
- 5 — SALVADOR FILHO, P. et al. *Avaliação das emissões de poluentes atmosféricos de origem industrial na região de Cubatão: subsídios para uma política de ação*. São Paulo, CETESB, 1981. 33 p. (Após. ao 11.º Congresso Bras. de Eng.ºs San. Amb.; Fortaleza, 1981).

TRATAMENTO DE ESGOTOS POR DIGESTÃO ANAERÓBIA

Sonia M.M. Vieira¹
Marcos E. Souza²
Jussara L. Carvalho³
Alcides D. Garcia Jr.³
Carlos E.M. Pacheco⁴
Carlos H. Catabi⁵
Wanderley Borba⁵

RESUMO — A tecnologia de tratamento de esgotos domésticos por digestor anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo apresenta uma solução para muitas situações no Brasil, tendo em vista seu baixo custo, simplicidade, pequena área ocupada e possibilidade de modulação. A CETESB desenvolveu e instalou um digestor com 120 m³ de volume e neste trabalho são apresentados os resultados obtidos, assim como as etapas de desenvolvimento da tecnologia.

Palavras-chave: esgoto, esgotos domésticos, digestor anaeróbio de fluxo ascendente, reator UASB, tratamento de esgotos domésticos, processos anaeróbios, saneamento, digestão anaeróbia, projeto, desempenho, custos.

ABSTRACT — Domestic wastes treatment technology by upflow anaerobic sludge blanket digester offers a solution to a number of situations in Brazil, taking into account its low cost, simplicity, small area used and possibility of modulation. CETESB has developed and built a 120 m³ digester and this paper presents the results that have been obtained and the steps of the technological development.

Key words: sewage, domestic sewage, UASB reactor, domestic sewage treatment, anaerobic digestion, design, performance, costs.

INTRODUÇÃO

A condição de saneamento básico no Brasil é crítica, principalmente no que se refere ao tratamento de efluentes. No Estado de São Paulo, praticamente não existe o tratamento dos esgotos. Na Região Metropolitana, apenas 50% dos esgotos possuem rede coletora e, destes, apenas 5% recebem tratamento a nível primário. No interior do Estado a situação não é diferente e os esgotos domésticos praticamente também não são tratados.

Isso se deve, em grande parte, a dois fatores: a não existência de uma tecnologia para tratar esses efluentes, compatível com a realidade do país, e ao custo elevado dos coletores e principalmente interceptores, que são utilizados para conduzir os esgotos à estação de tratamento.

Para melhorar as condições de saneamento é indispensável o desenvolvimento de sistemas de tratamento de esgotos simples e econômicos, de fácil operação e manutenção.

Quando se dispõe de grandes áreas, e quando o custo do terreno é pouco significativo, as lagoas de estabilização convencionais constituem um processo de tratamento adequado, pois são simples e não exigem cuidados especiais nem custos elevados para sua construção, operação e manutenção. Contudo, apresenta o inconveniente — dificilmente contornável — que é a necessidade de longos trechos de coletores e interceptores, pois geralmente as áreas disponíveis ficam afastadas das zonas urbanas.

Os processos que utilizam aeração forçada, como lodos ativados, lagoas aeradas, valos de oxidação etc., constituem opções eficientes para o tratamento de esgotos, particularmente em zonas urbanas, visto que requerem áreas relativamente pequenas. No entanto, estes processos são caros e sofisticados, exigem equipamentos mecânicos, consomem energia, produzem grandes quantidades de lodo indesejável e são de difícil e cara operação e manutenção. Sua utilização só se justifica, até o presente, por falta de opções tecnológicas, especialmente no que se refere ao tratamento de esgotos de médias e grandes populações.

O digestor anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo é uma nova tecnologia (Lettinga et alii, 1980-1983), cujas principais características são exatamente o baixo custo, a simplicidade e a possibilidade de modulação.

¹Química da CETESB, Mestre em Bioquímica pela Universidade de Paris VI.

²Engenheiro Químico Consultor, Mestre em Engenharia pela USP.

³Engenheiros Químicos da CETESB, Mestres em Engenharia pela USP.

⁴Químico da CETESB.

⁵Analistas de Laboratório da CETESB.

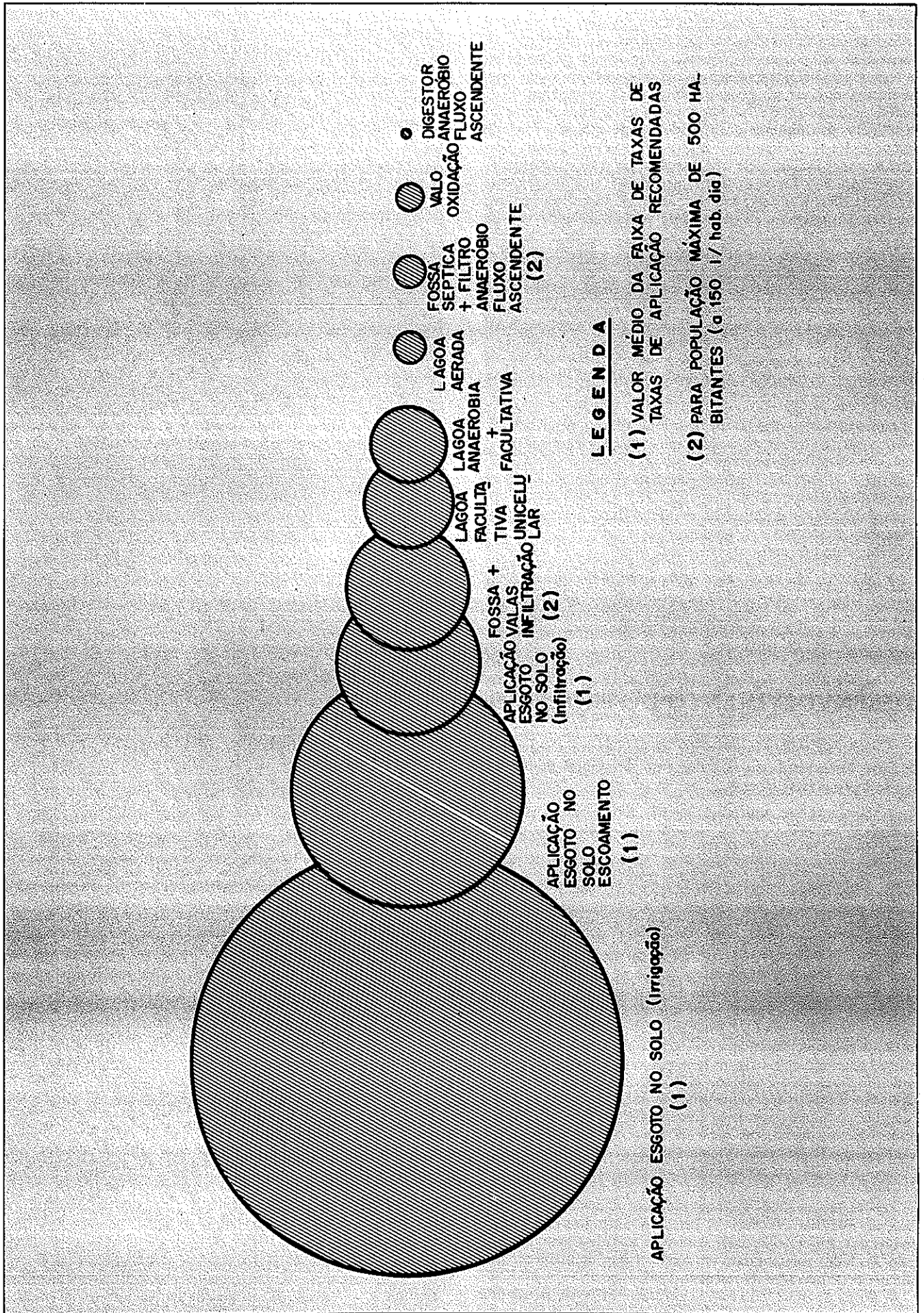


FIGURA 1 — Comparação entre áreas de algumas opções de tratamento de esgotos (Fonte: Gasi et alii, 1986).

3 O digester consiste de um tanque em cuja parte superior há um decantador e um sistema de deflexão de gases. O resíduo é uniformemente distribuído no fundo do reator e o percorre em fluxo ascendente. Forma-se no fundo do reator um manto de lodo responsável pela degradação da matéria orgânica do resíduo, transformando-a em gás metano, gás carbônico e novas bactérias. O efluente tratado é recolhido no topo do reator e o excesso de lodo retirado periodicamente do fundo, sendo o biogás coletado para posterior aproveitamento. A área ocupada pelo sistema é extremamente reduzida, e ele não emprega qualquer equipamento eletromecânico, além de produzir energia na forma de gás metano. Como principais desvantagens o digester anaeróbio de fluxo ascendente apresenta uma remoção de matéria orgânica cerca de 15% inferior à dos processos convencionais e a necessidade de cuidados especiais durante os primeiros meses de operação para as primeiras unidades a serem instaladas.

2 As características descritas acima viabilizam sua aplicação ao tratamento de esgotos desde conjuntos habitacionais até comunidades de grande porte. (A Figura 1 compara a área ocupada por alguns sistemas de tratamento de esgotos, podendo-se verificar a área reduzida ocupada pelos biodigestores.)

As principais vantagens do digester anaeróbio de fluxo ascendente são:

- pequena área ocupada, o que pode ser verificado pela Figura 1;
- baixo custo de investimento: cerca de US\$ 10 por habitante;
- possibilidade de modulação;
- dispensa o uso de aeradores e outros equipamentos eletromecânicos;
- potencialidade para aplicação em comunidades de qualquer tamanho;
- a geração do gás combustível metano.

A CETESB, São Paulo, em função dos estudos efetuados em reatores de 106 l, instalou um reator com 120 m³ de capacidade para demonstração da viabilidade do sistema. Os resultados obtidos na pesquisa de desenvolvimento deste processo são apresentados a seguir.

4 DESENVOLVIMENTO DO PROCESSO

A evolução do desenvolvimento de biodigestores anaeróbios de fluxo ascendente para o tratamento de esgotos deu-se em três fases distintas:

1.ª fase: experimentos desenvolvidos em reator de 106 l de capacidade, aquecido a 35°C, tratando esgoto doméstico, previamente decantado (Vieira, 1984);

2.ª fase: experiência com o mesmo reator de 106 l, sem aquecimento, tratando esgoto bruto (Vieira e Souza, 1986);

3.ª fase: ensaio utilizando um reator de 120 m³, tratando esgoto bruto sem aquecimento.

1.ª fase de desenvolvimento

Um reator de fluxo ascendente e manto de lodo de 106 l de capacidade útil foi projetado especialmente para o tratamento de esgotos, construído em PVC e operado continuamente com esgoto pré-decantado, durante cerca de sete meses. O esquema do reator é apresentado na Figura 2. O esgoto era proveniente da Estação Pinheiros de Tratamento de Esgotos, da Sabesp. A temperatura de operação foi controlada em 35°C, recirculando água aquecida por uma serpentina que envolve o reator. Utilizou-se como inóculo, apenas no início da experiência, lodo digerido, também da ETE Pinheiros (Vieira, 1984).

Foi dada a partida no digester e após quatro meses atingiu-se a estabilidade do processo. Durante mais três meses ele foi operado em regime estacionário, obtendo-se os dados mostrados nas Figuras 3 e 4 e nas Tabelas 1, 2, 3 e 4. Ao se atingir a estabilidade do processo, observou-se paralelamente a completa granulação do lodo. Os lodos apresentaram em média 4 mm de diâmetro após oito meses de operação (Nucci et al, 1985).

A formação desse lodo com boas características de atividade e decantação (índice volumétrico de lodo de 25 ml/g) é o que possibilita o tratamento de esgoto com apenas 4 horas de tempo de

de digester com ou sem aquecimento

* Aparentemente deu-se fim

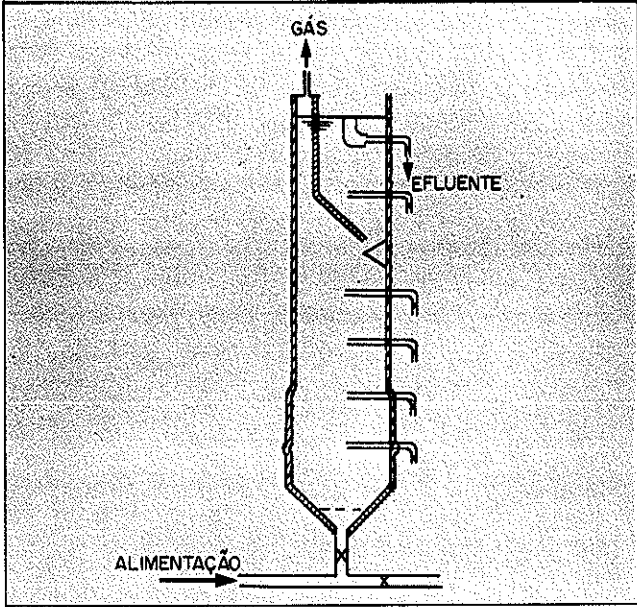


FIGURA 2 — Reator de fluxo ascendente de manto de lodo utilizado para o tratamento de esgotos domésticos (Fonte: Vieira, 1984).

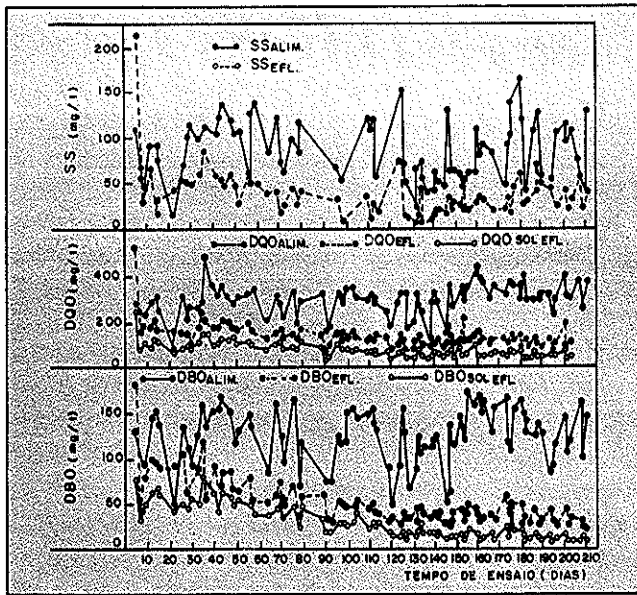


FIGURA 3 — Características físico-químicas da alimentação e do efluente no tratamento de esgoto decantado a 35°C em DAFA de 106 litros de capacidade.

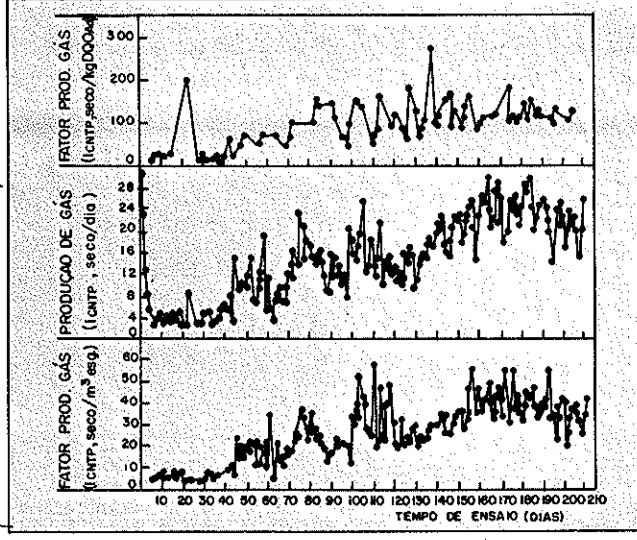


FIGURA 4 — Variação da produção de gás com o tempo de ensaio no tratamento de esgoto decantado a 35°C em DAFA de 106 litros de capacidade — 1.ª fase.

TABELA 1 — Remoções médias de carga orgânica e de sólidos em suspensão obtidos durante o regime estacionário — 1.ª fase.

Remoção de DBO no efluente total	72%
Remoção de DBO no efluente filtrado	88%
Remoção de DQO no efluente total	65%
Remoção de DQO no efluente filtrado	83%
Remoção de SS	61%

TABELA 2 — Médias das determinações das características físico-químicas da alimentação e do efluente durante o regime estacionário — 1.ª fase.

		Alimentação (esgoto decant.)	Efluente
DBO	(mg/l)	137	38
DBO Sol.	(mg/l)	—	16
DQO	(mg/l)	341	119
DQO Sol.	(mg/l)	—	59
SS	(mg/l)	88	34
pH		7,0	6,9

TABELA 3 — Resultados da produção de gases durante o regime estacionário — 1.ª fase.

Produção de gás ($\frac{^{\circ}\text{CNTP, seco}}{\text{dia}}$)	23
Fator de produção de gás ($\frac{^{\circ}\text{CNTP, seco}}{\text{m}^3 \text{ esgoto}}$)	39
Fator de produção de gás ($\frac{^{\circ}\text{CNTP, seco}}{\text{kg DQO ad.}}$)	118

TABELA 4 — Composição do gás obtido da digestão do esgoto — 1.ª fase.

CH ₄	75%
CO ₂	5%
N ₂	19%
O ₂	1%

residência hidráulico e com elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica. Foi medida a capacidade do sistema na remoção de coliformes. Obteve-se 74% de remoção de coliformes totais e 70% de remoção de coliformes fecais, o que significa um efluente com concentrações ainda muito elevadas de coliformes. Não houve remoção apreciável de nutrientes e detergentes.

Tendo sido avaliados os principais aspectos da tratabilidade de esgoto em reator UASB, passou-se a variar a vazão de alimentação para se determinar o menor tempo de detenção possível de se atingir neste reator, inicialmente projetado para operar com segurança com tempo de residência hidráulico de 4 horas. Conseguiu-se atingir o mínimo de 1,6 hora de tempo de residência hidráulico sem que fosse observada variação na qualidade do efluente que vinha sendo obtido (Vieira et alii, 1987 A).

O tratamento de esgoto efetuado pelo reator de 106 l mostrou-se bastante eficiente. Para esgoto decantado obteve-se 72% de remoção de DBO, com quatro horas de tempo de detenção, fornecendo um efluente com 38 mg/l de DBO no efluente total.

Embora tenham-se obtido excelentes resultados, ainda era necessário comprovar a eficiência do processo para esgoto bruto e a temperatura ambiente. Essas condições implicam considerável simplificação do sistema de tratamento, pois permitem dispensar o decantador primário e o aquecimento.

2.ª fase de desenvolvimento

Para se efetuar essa fase foi utilizado o mesmo reator (106 l) da etapa anterior, eliminando-se somente o aquecimento e passando-se a operar com esgoto bruto. A vazão de alimentação foi fixada para um tempo de detenção hidráulico de 4 horas.

A eficiência de remoção obtida nos períodos de inverno e verão foi praticamente a mesma. A média da temperatura ambiente foi de 17°C no inverno e de 22°C no verão, enquanto que a tem-

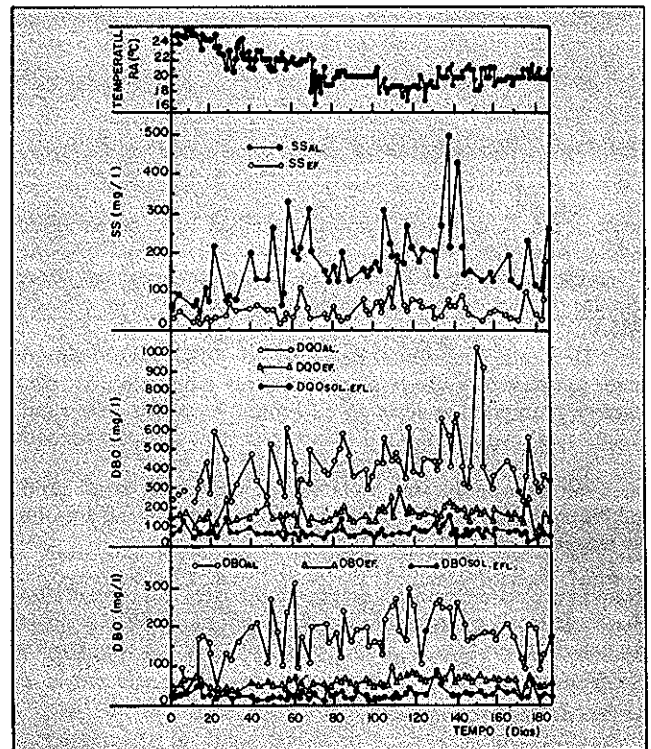


FIGURA 5 — Características físico-químicas da alimentação e do efluente do tratamento de esgoto bruto a temperatura ambiente em reator UASB de 106 litros de capacidade, no período de 29/4/85 a 30/9/85 (inverno) — 2.ª fase.

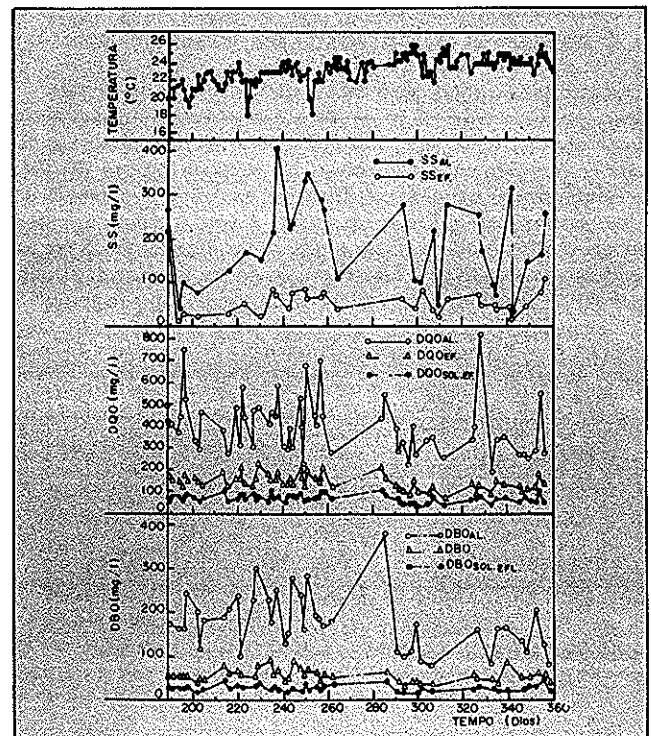


FIGURA 6 — Características físico-químicas de alimentação e do efluente do tratamento de esgoto bruto a temperatura ambiente em reator UASB de 106 litros de capacidade, no período de 1/10/85 a 24/3/86 (verão) — 2.ª fase.

TABELA 5 — Resultados médios obtidos para o tratamento de esgoto bruto à temperatura ambiente durante o inverno (29/4/85 a 30/9/85) e o verão (1/10/85 a 24/3/86) — 2.ª fase.

	Inverno $\bar{\theta}_{\text{Reator}} = 20^{\circ}\text{C}$			Verão $\bar{\theta}_{\text{Reator}} = 23^{\circ}\text{C}$		
	Alim. mg/l	Efl. mg/l	Rem. %	Alim. mg/l	Efl. mg/l	Rem. %
DBO	195	60	69	180	55	69
DBO _{sol}	—	30	85	—	28	81
DQO	424	169	60	406	142	65
DQO _{sol}	—	76	82	—	70	83
SS	188	58	69	191	60	69

peratura média no interior do reator foi de 20°C no inverno e 23°C no verão.

As Figuras 5 e 6 e as Tabelas 5, 6 e 7 indicam as médias dos resultados obtidos nesses dois períodos de ensaio. (Vieira e Souza, 1986.)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do efluente do reator praticamente não se alterou durante o período de verão e inverno, mantendo-se entre 55 e 60 mg/l. Também a Demanda Química de Oxigênio (DQO) manteve-se constante durante todo o período, registrando valores entre 142 e 169 mg/l. Quanto aos gases, verificou-se durante o período de verão uma produção de 119 Nℓ por kg de DQO adicionado e durante o inverno a produção média foi de 100 Nℓ/kg DQO ad.

Em vista dos excelentes resultados obtidos na utilização desse reator para o tratamento dos esgotos domésticos foi efetuada ampliação de escala e construído um reator em escala de demonstração para o tratamento de esgoto doméstico bruto à temperatura ambiente.

3.ª fase de desenvolvimento

O sistema de tratamento por digestor anaeróbico de fluxo ascendente está instalado na CETESB, São Paulo, e recebe os esgotos coletados pela estação de tratamento de esgoto da região. O reator de 120 m³ de volume útil construído em aço carbono e revestido internamente com epóxi consiste de um tanque circular de diâmetro de 5,2 m na base e 7,9 m no topo (Foto 1).

O reator possui na parte superior um decantador-tronco cônico que separa os sólidos do líquido e um defletor de gases que conduz o biogás produzido para a cúpula central do digestor. A altura útil total é de 4,8 m, sendo 1,6 m correspondente à altura do decantador. O esgoto passa por gradeamento e caixa de areia, para em seguida entrar no reator. No topo do digestor há uma caixa que recebe o esgoto e o distribui, enviando-o através de 12 tubos distintos até o fundo do reator. Assim, o esgoto é uniformemente distribuído na base e percorre o digestor em fluxo ascendente, passando pelo lodo formado no seu interior. O efluente tratado é recolhido em canaletas dispostas no topo do reator.

TABELA 6 — Resultados médios da produção de gás relativa ao tratamento de esgoto bruto, à temperatura ambiente, durante os períodos de inverno e verão — 2.ª fase.

Produção de gás	$\bar{\theta}_{\text{Reator}} = 20^{\circ}\text{C}$	$\bar{\theta}_{\text{Reator}} = 23^{\circ}\text{C}$
Nℓ/dia	24	26
Nℓ/m ³ esgoto	40	43
Nℓ/kg cod. adic.	100	119

TABELA 7 — Composição do gás, relativo ao tratamento de esgoto, à temperatura ambiente durante o período de inverno — 2.ª fase.

	$\bar{\theta}_{\text{Reator}} = 20^{\circ}\text{C}$	$\bar{\theta}_{\text{Reator}} = 23^{\circ}\text{C}$
CH ₄	73	71
CO ₂	5	6
N ₂	22	23

O lodo é retirado periodicamente do fundo do reator através de tubulação que vai até o seu centro. Ao longo do reator, distribuídos verticalmente existem seis pontos de amostragem de lodo. Os gases produzidos são conduzidos para a cúpula central e se dirigem através de tubulação ao queimador, passando antes por um medidor de vazão de gás.

O reator está projetado para uma vazão nominal de 30 m³/h, tendo-se fixado o tempo de detenção médio em 4 horas. A velocidade de decantação é de 0,7 m/h. Considerando-se uma contribuição de esgoto de 200 ℓ/hab./dia, este reator tem capacidade para atendimento de uma população equivalente de 3.600 habitantes.

Uma avaliação dos custos de implantação deste sistema, compreendendo a mão-de-obra e o material de construção do digestor e da caixa de areia, fornece o seguinte valor:

US\$ 300/m² de reator

US\$ 10/habitante (para contribuição per capita de 200 ℓ/hab./dia)

Observa-se que a área necessária é extremamente reduzida comparativamente aos processos convencionais.

Em abril de 1986 foi dada a partida da unidade, inoculando-se o digestor com lodo granulado proveniente dos reatores de fluxo ascendente de 106 ℓ (operando com esgoto doméstico) e de 200 ℓ (operando com vinhaça). Nos primeiros dois meses de operação a remoção de DQO atingiu 65% (Souza et alii, 1987). No entanto, vários problemas ocorreram no decorrer deste período: os mais importantes foram os relacionados com entupimento das tubulações de entrada de esgoto e de saída de efluente, obrigando à

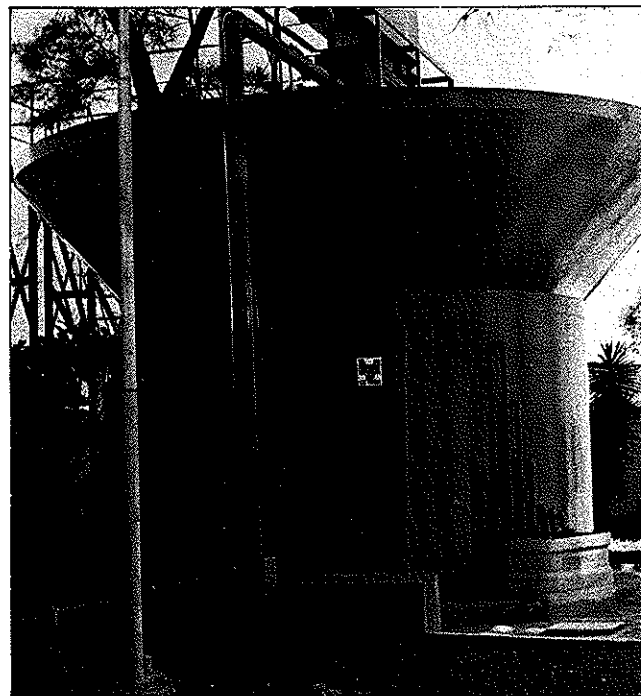


FOTO 1 — Reator anaeróbico de fluxo ascendente de 120 m³ para o tratamento de esgotos domésticos.

TABELA 8 — Variação das médias semanais dos principais parâmetros operacionais do digestor de fluxo ascendente com 120 m³ de volume, tratando esgoto doméstico - 3.ª fase.

Tempo de ensaio (semanas)	Vazão de esgoto (m ³ /h)	Tempo de retenção hidráulica (h)	DQO ^(*) esgoto bruto (mg/l)	DQO ^(*) efluente (mg/l)	Remoção de DQO (%)	Produção de gás (m ³ /dia)	Fator de conversão $\frac{\ell \text{ Gás}}{\text{kg DQO ad.}}$
1	3,3	36	487	712	—	18,0	467
2	2,6	46	348	340	2,3	8,3	382
3	7,4	16	317	203	36,0	3,1	55
4	5,1	24	282	151	46,5	3,3	96
5	5,8	21	324	150	53,7	5,4	120
6	4,4	27	290	162	44,1	7,5	245
7	7,0	17	311	135	56,6	6,3	121
8	6,4	19	138	96	30,4	4,3	203
9	8,4	14	183	74	59,6	6,1	165
10	8,5	14	252	87	65,5	8,2	160

* Refere-se à DQO do efluente in natura, sem decantação nem filtração.

submissão do digestor, por vezes, a aumentos de vazão que favorecessem o desentupimento e por vezes a reduções e até paradas totais, prejudicando o funcionamento do processo e a formação de um lodo adequado.

Tornou-se então necessário reiniciar-se o processo, procedendo-se à reinoculação do digestor e iniciando-se novamente seu funcionamento depois de solucionados os problemas de operação e manutenção. Isto ocorreu em dezembro de 1986 e os excelentes resultados verificados até agora (junho 87) comprovam a viabilidade do processo em escala real.

Os resultados das dez primeiras semanas de operação efetiva do digestor são apresentados na Tabela 8. A produção de gás apresentou-se excessivamente elevada nas primeiras semanas, devido ao gás oriundo do lodo primário utilizado como inóculo. A remoção de DQO atingiu 65%, que era o valor esperado, apresentando um efluente com cerca de 85 mg/l de DQO e ótimas características visuais, bastante transparente, claro e praticamente isento de sólidos em suspensão. Nesta etapa o tempo de detenção era de 14 horas.

Atualmente, ou seja, seis meses depois de dada a partida, o digestor apresenta as seguintes condições, computando-se os dados dos últimos 15 dias de operação:

Tempo de detenção hidráulico: 7,9 horas

DQO_{alim} = 283 mg/l

DQO_{eff} = 100 mg/l

% Remoção DQO = 65%

DBO_{alim} = 161 mg/l

DBO_{ef} = 43 mg/l

% Remoção DBO = 73%

Fator de produção de gás = 0,10 Nm³/kg DQO adic.

= 0,16 Nm³/kg DQO remov.

Composição do gás = 68% CH₄; 15% CO₂; 17% N₂.

Assim, já se observa a viabilidade do sistema em escala real. É necessário ainda verificar-se o mínimo tempo de detenção deste reator que mantenha essas eficiências de remoção de matéria orgânica. Esses resultados mostram a capacidade deste sistema compacto na remoção de matéria orgânica e produção de biogás. Diante da situação brasileira, em que os esgotos não são tratados na quase totalidade, esta é uma solução bastante viável na medida em que o sistema é simples, não exige equipamentos eletromecânicos e ainda recupera energia.

Evidentemente, em algumas situações torna-se necessário melhorar a qualidade do efluente, sobretudo no que concerne aos organismos patogênicos nele presentes. Por esta razão estão sendo estudados processos de pós-tratamento do efluente do digestor anaeróbio de fluxo ascendente, tais como cloração e ozonização (Gasi et alii, 1987). Outros processos deverão também ser testados.

O sistema pode ser utilizado tanto por pequenas quanto grandes comunidades, tendo sido desenvolvido principalmente para ser empregado em estações de tratamento de centros urbanos (Vieira et alii, 1987, Souza e Vieira, 1986). Pode também ser utilizado em conjuntos habitacionais, núcleos rurais, lembrando também que a modulação favorece o seu emprego.

REFERÊNCIAS

- 1 — GASI, T.M.T., GUNTHER, M.A.; GRIECO, V.M.; KAWAI, H.; LIMA, F.º, R.A.; MEICHES, L.A.M.; MORAES, V.A.; SOUZA, M.E., VIEIRA, S.M.M.; BATALHA, B.H.L. Opções para Tratamento de Esgotos de Pequenas Comunidades. Relatório Interno. São Paulo. CETESB. 1986.
- 2 — GASI, T.M.T., VIEIRA, S.M.M. e PACHECO, C.E.M. Resultados Preliminares de Cloração de Efluente de Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente Tratando Esgotos Domésticos. Trabalho aceito para apresentação no 14.º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, a ser realizado em São Paulo de 20 a 25 de setembro de 1987.
- 3 — LETTINGA, G.; VAN BELSEN, A.F.M.; HOBMA, S.W.; ZEEUW, W. Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) Reactor Concept for Biological Wastewater Treatment, Especially for Anaerobic Treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 22(4): 699-734. Apr. 1980.
- 4 — LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P. Anaerobic Treatment of Raw Domestic Sewage at Ambient Temperatures Using a Granular Bed Reactor. *Biotechnology and Bioengineering* 25: 1701-23. 1983.
- 5 — NUCCI, N.L.R., GIACAGLIA, G.E.O., NOBRE, P.A., SOUZA, M.E.; VIEIRA, S.M.M., CRAVEIRO, A.M., GOMES, I.C. Anaerobic treatment — research, development and perspectives in the State of São Paulo, Brazil. *Proceedings Seminar/Workshop: Anaerobic Treatment of Sewage*, June 1985, Massachusetts, Amherst, USA, 43 p. 1985.
- 6 — SOUZA, M.E. e VIEIRA, S.M.M. Uso do Reator UASB para Tratamento de Esgoto Sanitário. *Revista do DAE* 46 (145) 165-68. 1986.
- 7 — SOUZA, M.E.; VIEIRA, S.M.M., CATABI, C.H. e BORBA, W. Demonstração em Escala Real da Tecnologia de Tratamento de Esgotos Domésticos por Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente. Primeiros Resultados. Trabalho aceito para apresentação no 14.º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, a ser realizado em São Paulo de 20 a 25 de setembro de 1987.
- 8 — Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th Ed. Amer. Public Health Assoc., Amer. Water Works Assoc., Water Poll. Control Fed., Washington, D.C. 1980.
- 9 — VIEIRA, S.M.M. Tratamento de Esgotos por Digestores Anaeróbios de Fluxo Ascendente. *Revista DAE* 44 (139): 322-28, de 1984.
- 10 — VIEIRA, S.M.M. e SOUZA, M.E. Development of Technology for the use of the UASB Reactor in Domestic Sewage Treatment. *Wat. Sci. Tech.* L8 (12): 109-21, 1986.
- 11 — VIEIRA, S.M.M., PACHECO, C.E.M. e SOUZA, M.E. Efeito da Variação de Vazão em Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente Tratando Esgoto Doméstico. Trabalho aceito para apresentação no 14.º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, a ser realizado em São Paulo de 20 a 25 de setembro de 1987.

FLUORETAÇÃO DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO

Alfredo Reis Viegas¹

RESUMO — Neste trabalho são assinaladas, analisadas e esclarecidas críticas feitas em órgãos da imprensa falada e escrita no Brasil à fluoretação da água de abastecimento público. São destacadas as vantagens da fluoretação, ressaltando-se que é ela o método prioritário para a prevenção em massa da cárie dental no Brasil. Palavras-chave: fluoretação, cárie dental, prevalência de cárie dental, prevenção de cárie dental, saúde pública em odontologia.

ABSTRACT — This paper analyses and elucidate criticism appointed in newspapers, radio and television in Brazil regarding the fluoridation of water supplies. The advantages of the fluoridation are emphasized, stressing that for the mass prevention of dental caries in Brazil fluoridation is the method of choice. Key words: fluoridation, dental caries, prevalence of dental caries, prevention of dental caries, dental public health.

INTRODUÇÃO

As considerações que vamos fazer nesta exposição têm a finalidade de refutar críticas feitas à fluoretação em órgãos da imprensa falada e escrita no Brasil. Um dos pontos levantados constantemente relaciona-se à segurança do método. Nem o flúor ingerido pelo uso da água de abastecimento público, nem o flúor que é deglutido pelo uso de dentifrícios provoca efeitos colaterais para o organismo.

O teor de flúor adicionado à água potável fica em torno de 1 ppm e a dosagem para cada comunidade é determinada segundo a média das temperaturas máximas anuais.

O teor de flúor nos dentifrícios varia de acordo com o tipo de composto químico utilizado e a quantidade de flúor assimilada é de cerca de 0,25 mg, segundo Ericsson e Forsman. Realmente, se houver excesso de flúor, poderá ocorrer fluorose dentária (2 mg a 8 mg/dia, durante os primeiros oito anos de vida), bem como problemas para o tecido ósseo (20 mg a 80 mg/dia, durante um período de 10 a 20 anos); todavia, a incidência de câncer não tem qualquer relação com a ingestão de flúor nos teores indicados para a fluoretação da água.

Outro argumento contra a fluoretação da água é o de que a adição de flúor à água causa câncer. Yiamouyannis afirmou que o coeficiente de mortalidade por câncer aumentou na cidade de São Francisco depois que a água foi fluoretada (25/8/1952). Essa sua assertiva não foi baseada em dados ajustados por idade. Ao se fazer esse ajuste, verificou-se que a afirmação era errônea. Em São Francisco, a percentagem da população com 65 anos e mais em 1950 era de 9,7, tendo passado a 12,6% em 1960 e em 1970 a 14,1%.

Está bem estabelecido que a mortalidade por câncer tende a aumentar com o avanço da idade. Assim, não é surpreendente que em São Francisco a mortalidade por câncer pudesse ter crescido durante o período de 20 anos. Se os dados de mortalidade por câncer em São Francisco nesse período forem ajustados em relação à distribuição por idade, não se observará nenhum incremento, como pode ser observado na Tabela 1.

Yiamouyannis foi o único que citou uma correlação positiva entre flúor e câncer. Já Hagen e col., Heasman e Martin, Goover e col., Kuzma e col., Erickson, Rogot e col., Raman, Glatte e Wiese observaram uma correlação negativa ou falta de correlação.

Quando o Prof. Jaim Lichtig, do Instituto de Química da Universidade de São Paulo afirmou, na Folha de S. Paulo de 10/5/87, que o flúor é cancerígeno, deveria também ter citado "Fluorine and Fluorides", página 85, item 7.4 — "Carcinogenicity", onde a conclusão é a de que não há evidência de associação entre ingestão de flúor e mortalidade por câncer em seres humanos.

Se o flúor for ingerido através da água e dos alimentos ao mesmo tempo, não haverá o menor malefício para o organismo.

TABELA 1 — Coeficientes de mortalidade por câncer (100.000) em São Francisco

Ano	Não ajustada	Ajustada*
1950	239	239
1960	249	216
1970	266	230

(*) Ajuste por idade 5 e mais, baseado na população de São Francisco em 1950.

¹Professor Titular de Odontologia Sanitária, do Departamento de Prática de Saúde Pública, da Faculdade de Saúde Pública, da Universidade de São Paulo.

McClure, ao estudar a ingestão de flúor pelos alimentos, verificou que a maioria deles tem teores baixos de flúor, variando de 0,1 mg a 1,0 mg de flúor por quilo de peso seco, e contribuíram com um máximo de 0,27 mg do elemento por dia.

É, sim, totalmente contra-indicada a ingestão de flúor por pastilhas ou comprimidos, como foi mencionado, quando se ingere água com flúor. Deve-se utilizar apenas um método sistêmico.

RECOMENDAÇÃO DA OMS

De vez em quando é colocada em dúvida a aprovação do método pela comunidade científica.

Tem-se a impressão, pelas notícias veiculadas, que após a recomendação da OMS - Organização Mundial da Saúde, em 1975, ressaltando a importância e necessidade da fluoretação da água, a mesma não tem mais sido reafirmada.

Já em 1976 o Royal College of Physicians de Londres e o Primeiro Seminário Internacional de Fluoretação das Águas realizado na Colômbia, do qual participaram Argentina, Brasil, Bolívia, Chile, Costa Rica, Cuba, México, Porto Rico, Venezuela e Colômbia, voltaram a recomendar a fluoretação da água de abastecimento público.

Novamente a OMS, na 31.ª Assembléia Mundial da Saúde realizada em 1978, voltou a reafirmar a recomendação feita anteriormente.

Na Conferência sobre Fluoretos, realizada em Viena em 1982, a Federação Dentária Internacional, a Fundação Kellogg e a OMS concluíram pela importância da utilização do flúor na água de abastecimento público, sendo considerada medida preventiva, eficiente, segura e não dispendiosa, com a virtude de não exigir participação efetiva das pessoas que são beneficiadas.

O trabalho "Fluorine and Fluorides" citado pelo Prof. Jaim Lichtig como sendo da OMS, não o é. Ele faz parte de uma série de publicações do Programa Internacional de Segurança Química, apoiado pelo Programa Ambiental das Nações Unidas, pela Organização Mundial do Trabalho e pela Organização Mundial de Saúde. O relatório expressa o ponto de vista de um grupo de peritos e não decisões ou recomendações de qualquer das três entidades.

Realmente, em "Fluorine and Fluorides", à página 13, item 1.1.6 — "Toxic effects in human beings", encontra-se a menção de que a ação tóxica do flúor pode ser agravada por deficiência de cálcio ou má nutrição. Contudo, essa possível relação refere-se a áreas tropicais ou subtropicais endêmicas de flúor.

Essa inter-relação entre agravamento de efeitos tóxicos e má nutrição foi aventada por Pandit (1940), Daver (1945) e Siddiqui em 1955, em comunidades com alto teor de flúor (9,2 ppm a 11,8 ppm) e com climas quentes, onde no verão se observa temperaturas de até 41,6° C à sombra. Entretanto, a possível inter-relação não existe quando o teor de flúor está em torno de 1 ppm, como é utilizado na fluoretação da água de abastecimento público.

A eficiência da fluoretação da água é frequentemente contestada.

Diesendorf, em artigo publicado na revista "Nature" tenta induzir que o método de fluoretação da água de abastecimento público para a prevenção da cárie dental não é eficiente, como tem sido demonstrado através de um número incomensurável de estudos, e que outros fatores seriam mais importantes, tais como modificações no padrão da dieta, possíveis mudanças do estado de imunidade das populações e, em algumas circunstâncias, o uso de fluoretos tópicos. Segundo esse autor, uma explicação promissora é que o aparente benefício dos fluoretos provém de sua ação tópica.

Diesendorf, baseado em Sutton, impugna os trabalhos básicos da fluoretação. Afirma que as pesquisas não foram bem planejadas, que os levantamentos iniciais foram inadequados, as análises estatísticas, pobres ou pouco elaboradas, e, ainda, que houve grandes variações na prevalência de cárie em relação às cidades-controle, e que os exames não foram "cegos". Enfim, procura insinuar que os estudos que deixam evidente a eficiência da fluoretação não obedeceram aos cânones científicos.

Diesendorf não conhece com precisão nem o mecanismo da cárie dental nem o do flúor. Se os conhecesse, entenderia que é possível reduzir a cárie dental, quer fluoretando a água, quer

usando métodos alternativos da fluoretação, quer restringindo os açúcares da dieta, ou diminuindo a ação dos microrganismos.

Daí dizer em seu artigo que "a água fluoretada tem uma concentração do íon 10^{-3} vezes do que o fluoreto dos dentífricos e, assim sendo, sua ação na redução da cárie deve ser muito fraca". Se conhecesse o mecanismo do flúor, saberia que o teor necessário na água para atuar sistemicamente é baixíssimo (1 ppm), e que os métodos tópicos ou locais usam maiores concentrações de flúor. Exemplificando: sob a forma de solução, para bochecho o teor varia de 230 a 900 ppm, nos dentífricos 1.000 ppm, nos géis 12.300 ppm e na ação de remineralização 1 ppm de F⁻ é suficiente.

Quatro medidas são essenciais para o controle da cárie dental:

- escovar os dentes e usar fio dental diariamente;
- se ingerir substâncias açucaradas, fazê-lo só às refeições;
- visitar periodicamente o cirurgião-dentista;
- usar fluoretos diariamente.

A primeira medida tem por finalidade remover a placa bacteriana dental. A segunda reduz ao máximo o número de ataques ácidos que desmineralizam o esmalte do dente. A terceira possibilita o diagnóstico e o tratamento imediato dos problemas dentários e gengivas, permitindo a recuperação e manutenção da saúde da boca. Todas essas medidas são importantes; todavia, a essencial é a do uso de fluoretos diariamente.

O flúor tem dupla ação: sistêmica e local. A sistêmica assegura a formação de uma estrutura dental mais resistente aos ataques ácidos. A ação local reduz, pela ação bacteriostática, o número de microrganismos que estão na placa bacteriana dental e permite a remineralização do esmalte. Daí ser vital o uso de flúor durante toda a vida do indivíduo.

VANTAGENS

Existem vários métodos de utilização do flúor. O mais apropriado e conveniente, porém, é o método de fluoretação da água de abastecimento público, porque: permite que o flúor tenha ação sistêmica e local; torna possível um suprimento contínuo de flúor, pois toda vez que o indivíduo bebe água, o flúor se incorpora à placa bacteriana dental; é o método mais apropriado para a população receber seu benefício diariamente; é adequado porque beneficia indistintamente toda a população, sem barreiras de ordem econômica, educacional e social. Ainda mais, por estar na água, não é necessária a ação do cirurgião-dentista, dos pais, ou de qualquer outro elemento da comunidade, a fim de que o benefício do flúor se faça presente, pois todos bebem água espontaneamente.

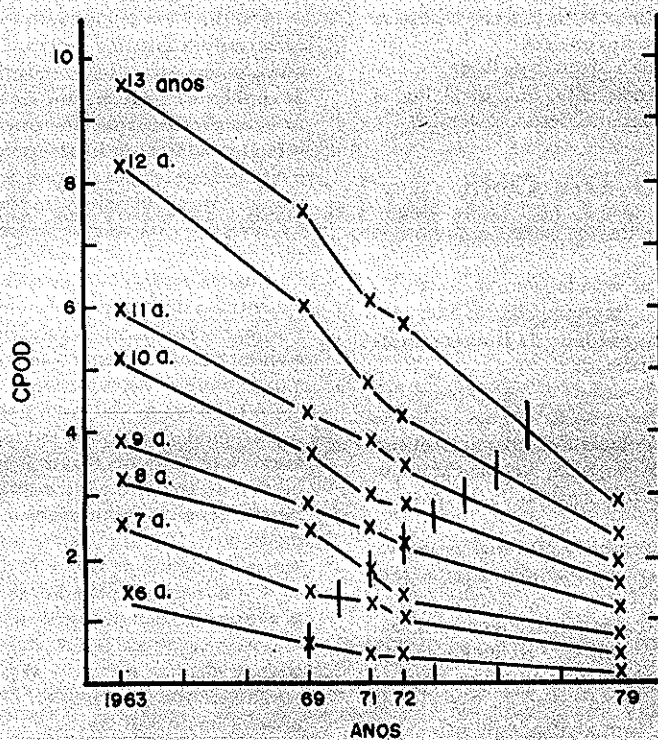
É essencial que se destaque que, além de ser adequado, o flúor é:

- *eficiente*, por reduzir em média a prevalência da cárie dental em 60% na dentição permanente e em 50% na primeira dentição;
- *econômico*, já que custa em média Cz\$ 0,76 por pessoa/ano;
- *seguro*, pois é aplicado numa quantidade mínima (em torno de 1 ppm), através de equipamentos de precisão, não ocorrendo para o organismo humano qualquer efeito tóxico;
- *prático*, porque sua aplicação é simples, como o das outras substâncias utilizadas no tratamento da água;
- *perene*, isto é, o benefício é mantido durante toda a vida do indivíduo.

Em locais onde não for possível fluoretar as águas de abastecimento público, deve-se usar métodos alternativos, tais como: soluções de flúor: comprimidos de flúor; fluoretação da água das escolas; bochechos fluoretados; aplicações tópicas de flúor.

Está demonstrado que a associação de métodos de flúor (sistêmico + tópico e/ou local), assegura maior redução da cárie dental. Logo, sempre que possível, além do método sistêmico, deve-se indicar um ou mais métodos locais ou tópicos de flúor, como o uso de dentífricos com flúor ou bochechos fluoretados e/ou aplicações tópicas de flúor, quer sob a forma de soluções, quer como géis ou vernizes.

Pelo que ficou exposto, torna-se evidente que se pode reduzir a prevalência da cárie utilizando-se diferentes métodos de flúor, sejam eles sistêmicos, tópicos ou locais, e que quando associados se obtêm maior redução da cárie dental, como se observou em Tamworth na Austrália, Figura 1, e em Camberra.



OBS.: A linha vertical corresponde à redução devida à fluoretação da água. A redução além dessa linha deve-se à ação de outros métodos preventivos.

FIGURA 1 — Redução da cárie dental, em Tamworth, Austrália, em crianças de 6 a 13 anos de idade, 1963-1979.

Diesendorf, ao falar do estudo de Camberra, assinala que a redução verificada nas crianças de seis a sete anos de idade não foi obtida pela fluoretação. Omitiu a explanação apresentada por Carr, autor do trabalho, à página 442, onde diz que a provável explicação desse fato encontra-se no uso suplementar de medidas preventivas, como educação em saúde da boca, instrução em higiene oral, pastas profiláticas com flúor e aplicações tópicas de soluções de flúor. Carr não afirmou ou insinuou que a redução total obtida deveu-se apenas à fluoretação.

Realmente, podem-se obter reduções similares às conseguidas com a fluoretação da água usando-se outros métodos de flúor ou restringindo-se ao máximo a ingestão de glicídios.

Nos programas de saúde da boca realizados na Escandinávia não se adiciona o flúor à água. Esse método sistêmico é substituído pelo uso de soluções e/ou comprimidos de flúor. Usam-se outros métodos preventivos tópicos ou locais, como aplicações tópicas, bochechos, dentifrícios e vernizes com flúor. Fazem controle de placa nas crianças de alto risco, com profilaxia profissional, utilizando uma pasta com flúor. Têm um amplo programa de educação em saúde da boca, onde a ênfase é colocada na escovação, com o fim de remover a placa bacteriana dental. Dão ênfase ao controle da dieta, onde esclarecem o perigo da ingestão frequente de substâncias açucaradas, recomendando que o número máximo de ingestão deve ser três, e a ocasião para isso é às refeições, quando o seu efeito de desmineralização é menor. Além desses componentes preventivos e educativos, possuem também um restaurador, que dá atendimento às crianças desde a idade pré-escolar.

Com um programa similar a esse, Von Der Fehr, na Noruega, no período de 1972 a 1980, obteve em crianças de 4 anos de idade um aumento no percentual de indivíduos sem cárie. De 20% , em 1972, passou para 70% em 1980. Nas crianças de 7 a 12 anos, nesse mesmo período, conseguiu passar de 1% para 20%. Utilizando-se apenas a fluoretação da água, o percentual de crianças de 4 anos sem cárie é em média de 76%. Nas crianças de 7 a 12, esse percentual é de 34,47% em média (Baixo Guandu 33,72%, Campinas 35,70% e Grand Rapids 34,00%). Isso deixa

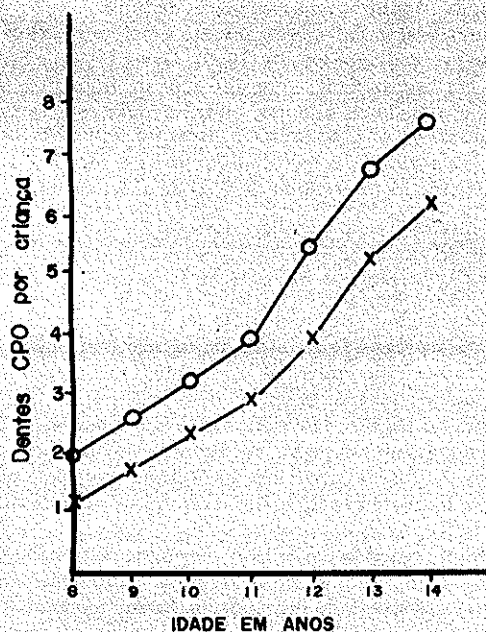


FIGURA 2 — Prevalência da cárie dental em crianças de 8 a 14 anos de idade no Reino Unido, em cidades com flúor (X) e em cidades sem flúor (O), 1969.

TABELA 2 — Prevalência de cárie dental no Reino Unido em crianças de 8 a 14 anos de idade, em cidades com flúor e sem flúor na água, 1969.

Idade	CPO		Diferença	\bar{X} Diferença
	com F ⁻	sem F ⁻		
8	1,25	2,00	0,75	0,85
9	1,75	2,70	0,95	
10	2,25	3,30	1,05	
11	3,00	4,10	1,10	1,30
12	4,10	5,60	1,50	
13	5,40	6,90	1,50	
14	6,40	7,75	1,35	

claro que a fluoretação permite obter um maior benefício do que os outros métodos que dependem do indivíduo ou do profissional.

Utilizando dados do Departamento de Saúde do Reino Unido, Diesendorf mostra que as crianças nas áreas fluoretadas têm, aproximadamente, menos um dente atacado pela cárie do que as da mesma idade em áreas não fluoretadas (Figura 2). Isso é verdadeiro, pois já foi deixado claro que usando flúor (na água ou sob outras formas) pode-se reduzir a prevalência da cárie. Todavia, essa diferença de um dente, que aparentemente parece ser mínima e desprezível, não o é. Se se calcular, com base nas diferenças observadas (Tabela 2), as necessidades de tratamento e os recursos humanos necessários para atender a essas necessidades no grupo etário de 8 a 14 anos, ver-se-á que serão necessários mais 3.341 cirurgiões-dentistas do que nas comunidades com flúor (Tabela 3).

CONCLUSÃO

A utilização dos métodos alternativos da fluoretação depende dos profissionais ou dos indivíduos e por essa razão sua aplicabilidade é difícil. No Brasil, face aos níveis educacional, social e econômico existentes, não há dúvida de que o método prioritário para a prevenção em massa da cárie dental é a fluoretação da água de abastecimento público.

TABELA 3 - Aumento de necessidades de tratamento e de recursos humanos nas cidades sem flúor na água no Reino Unido em crianças de 8 a 14 anos de idade, 1969.

Grupo etário	População	Necessidades de tratamento	Total de necessidades de tratamento	Total de cirurgiões-dentistas*
8 e 9	1.359.000	x	0,85	1.155.150
10 a 14	4.250.000	x	1,30	5.528.770

(*) Produtividade cirurgião-dentista/ano = 2.000 unidades de trabalho.

REFERÊNCIAS

- 1 — CONFERÊNCIA FDI/OMS/FUNDACIÓN KELLOGG, Viena, 1982. (In: Murray, J.J. El uso correto de fluoruros en salud publica, 1986), p. 125.
- 2 — DAVER, M.B. Occurrence of fluorosis in endemic forms in Hyderabad state. *Indian Med. Gaz.*, 80: 332-336, 1945.
- 3 — DIESENDORF, M. The mystery of declining tooth decay. *Nature*, 322: 125-129, July, 1986.
- 4 — ERICKSON, J.D. Mortality in selected cities with fluoridated and non fluoridated water supplies. *N. Eng. J. Med.*, 298(20): 1112-6, 18 May, 1978.
- 5 — ERICSSON, Y. Preventive Measures (Established Methods Fluorides: State of the Art.) *J. dent. Res.*, 59: 2131-36, Dec., 1980.
- 6 — FORSMAN, B. & ERICSSON, Y. Fluoride absorption from swallowed fluoride toothpaste. *Community dent. oral Epidemiol.*, 1: 115, 1973.
- 7 — GLATTRE, E. & WIESE, H. Inverse relationship between fluoride and cancer in mouth and throat. *Acta Odontol. Scand.* 37 (1): 9-14, 1979.
- 8 — HAGEN, T.L., PASTERNAK, M. and SCHOLZ, G.C. Waterborne fluorides and mortality. *Publ. Health Rep.*, 69: 450, May, 1954.
- 9 — HEASMAN, G.A. & MARTIN, A.E. Mortality in areas containing natural fluorides in their water supplies. *Monthly Bull. Minist. Health (London)* 21: 150-60, Aug., 1962.
- 10 — HOOVER, R. et. al. Cancer of the uterine corpus after hormonal treatment of breast cancer. *Lancet* 1 (1965): 885-7, 24 April, 76.
- 11 — KINLEN, L. Cancer incidence in relation to fluoride level in water supplies. *Br. Dent. J.* 138(6): 221-4, 18 Mar., 1975.
- 12 — KUSMAN et al., 1977 In: ERICSSON, Y. Preventive Measures (Established Methods. Fluorides: States of the Art.) *J. dent. Res.*, 59: 2131-36, Dec. 1980.
- 13 — McCLURE, F.J. Fluorine in foods — survey of recent data. *Publ. Health Rep. Wash.*, 64: 1061 (194).
- 14 — OMS. 31.ª Asamblea Mundial de la Salud, 1978.
- 15 — PANDIT, C.G. et al. Endemic fluorosis in South India. *Ind. J. Med. Res.*, 28: 533-558, Oct., 1940.
- 16 — RAMAN, 1978 In: ERICSSON, Y. Preventive Measures (Established Methods. Fluorides: State of the Art.) *J. dent. Res.*, 59: 2131-36, Dec. 1980.
- 17 — ROGOT, E. et. al. Trends in urban mortality in relation to fluoridation status. *Am. J. Epidemiol.*, 107(2): 104-12, Feb. (1980).
- 18 — ROYAL COLLEGE OF PHYSICIANS. Fluorides, tooth and health. Pitman Medical, Londres, 1976.
- 19 — SIDDIQUI, A.H. Fluorosis in the Nalgonda district, Hyderabad Deccan. *Brid. med. J.*, 2: 1408-1413, 1955.
- 20 — U.S. Congressional Record. Cancer from our drinking water? H12731 — H12734, Dec. 16, 1975.
- 21 — WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Fluorine and fluorides*. Geneva, 1984. (Environmental Health Criteria, 36).
- 22 — YIAMOUYIANNIS, J. Fluoride and cancer. *Nat. Health Fed. Bull.*, 21: 9 April, 1975.

ORGANIZAÇÃO TERRITORIAL COM PARTICIPAÇÃO DOS MUNICÍPIOS

A experiência do Quebec, Canadá

Moema Viezzer¹

RESUMO — Promover o desenvolvimento ecologicamente sustentado é, hoje, uma questão de sobrevivência do planeta. Neste sentido, o intercâmbio de idéias e experiências entre regiões e países que desenvolvem propostas similares é sempre pertinente. Nesta perspectiva, este artigo traz uma série de informações sobre a lei de organização territorial e urbanismo da Província do Quebec, Canadá. O governo investiu dez anos na aplicação desta lei, através de um programa de administração descentralizada conhecido como "O esquema de organização territorial" ("Le schéma d'aménagement"), que permitiu a reorganização do território do Quebec com a participação dos 690 municípios daquela Província.

Palavras-chave: zoneamento ambiental, gerenciamento ambiental, planejamento ambiental, organização territorial.

ABSTRACT — To promote the ecologically supported development is now crucial to the survival of our planet. Thus, the interchange of ideas and experience among areas and countries which have been developing similar proposals is always welcome. In view of this, this article includes information about the law on land organization and urbanism in the Province of Quebec, Canada. For ten years the Government has been investing in the enforcement of the law, by means of a decentralized administration program known as "Land Organization Scheme" ("Le schéma d'aménagement") which has provided for the land reorganization of Quebec with the participation of 690 municipalities in the Province.

Key words: environmental zoning, environmental management, environmental planning, land use.

INTRODUÇÃO

As iniciativas para preservar, controlar e recuperar o ambiente multiplicam-se no mundo inteiro. Um dos pontos comuns que se perfilam é a necessidade de sair de experiências fragmentadas e traçar políticas de organização territorial e planejamento ambiental em uma perspectiva global. O texto que segue descreve uma dessas iniciativas. O objetivo deste trabalho é transmitir, em forma sucinta, o processo de organização territorial da Província do Quebec, no Canadá, a partir de um programa de descentralização concebida como uma "nova perspectiva comunitária".

Em função disso, são retomados alguns dados sobre os Antecedentes do Programa, a Lei de Organização Territorial e Urbanismo, a criação dos Municípios Regionais como instâncias político-administrativas para a aplicação da Lei e as Etapas do Programa.

Os dados foram recolhidos durante um estágio de intercâmbio realizado a convite do Governo do Quebec, em janeiro de 1986, sobre "participação numa administração descentralizada". O trabalho de campo desenvolveu-se através de diversas atividades: sessões de trabalho com representantes dos órgãos públicos em diversos níveis (prefeitos locais, prefeitos regionais, coordenadores de programas de instituições não governamentais e grupos engajados como voluntários em diversos tipos de ação comunitária); coleta de dados secundários sobre descentralização em geral

e sobre o esquema de organização territorial em particular; visitas a prefeituras municipais, uma prefeitura regional, o centro regional de saúde e serviços sociais, projetos de auto-ajuda e o Instituto Canadense de Educação de Adultos.

ANTECEDENTES

Desde o início dos anos 60, os diversos governos que se sucederam no Quebec reconheceram a necessidade de proceder à organização territorial na Província. Mas foi a Lei n.º 125, sobre Organização Territorial e Urbanização, que deu início a um processo no qual foram engajados todos os municípios, numa nova perspectiva comunitária.

Uma vez estabelecida a lei, havia duas possibilidades de aplicá-la: ou o próprio governo central procederá à organização territorial, a partir da visão que ele possuía das necessidades dos indivíduos e das coletividades; ou o governo confiaria a instâncias mais localizadas as responsabilidades do planejamento territorial e lhes forneceria os meios para realizá-lo.

A decisão foi clara: "O planejamento territorial não será feito na capital (Quebec)". A próxima etapa da discussão foi: "Que outras competências, ora em mãos do governo provincial, poderiam estar melhor situadas mais perto dos cidadãos?"

Para isto foi necessário examinar detalhadamente as seguintes questões: que responsabilidades atualmente exercidas pelos ministérios (secretarias) de governo na capital poderiam ser transferidas para instâncias mais próximas dos cidadãos? E que organismo político poderia receber essas responsabilidades?

¹ - Socióloga da CETESB

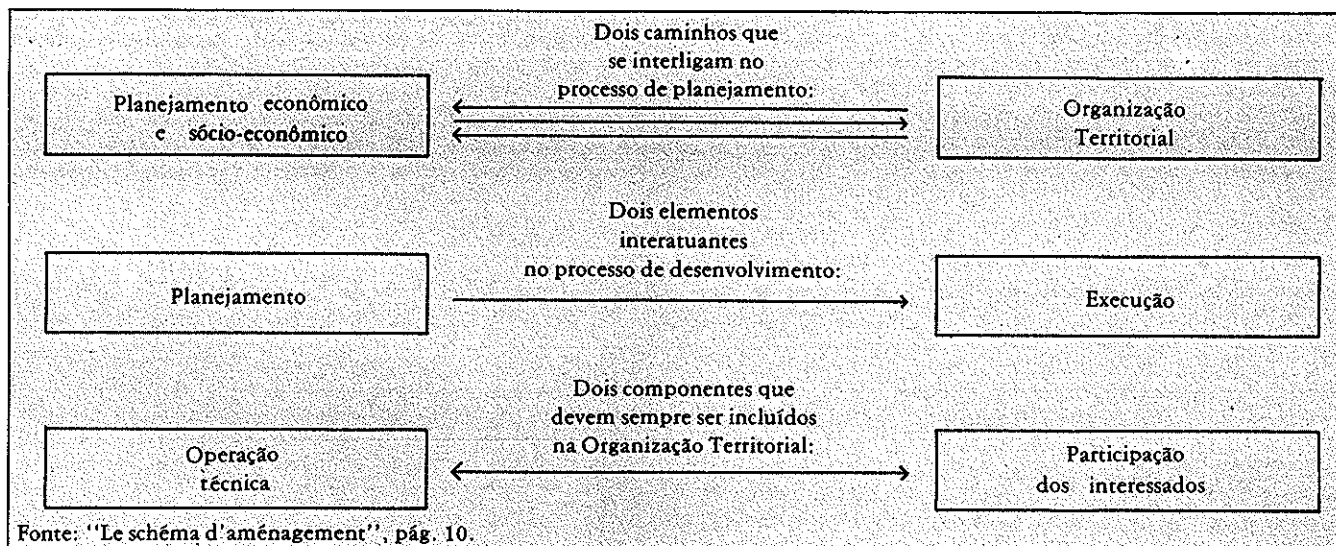


FIGURA 1 — Conceitos básicos de planejamento.

A partir desta discussão, começou a aprofundar-se a idéia da criação dos MRCs (Municípios Regionais de Condado*), que traz implícitos certos conceitos básicos de planejamento, sintetizados na Figura 1.

A LEI N.º 125

Esta é a lei que fixa as normas do planejamento territorial da Província do Quebec, posteriormente regulamentada no esquema de organização territorial, elaborado para responder à necessidade de regulamentar a ocupação do território de maneira a permitir um desenvolvimento mais harmônico do meio de vida dos cidadãos e cidadãs, bem como uma melhor utilização dos recursos naturais através da "concentração" de todos os agentes sociais que interferem no meio ambiente.

Em síntese, o conteúdo deste esquema a ser desenvolvido por cada município regional (MRC) é o seguinte:

a) Elementos obrigatórios:

1. as grandes orientações do território do MRC;
2. a delimitação dos perímetros de urbanização;
3. a identificação das zonas onde a ocupação do solo está submetida a limitações particulares por razões de segurança pública, tais como: terreno rochoso, zonas de inundação, de erosão e de outros cataclismas;
4. a identificação de territórios que apresentam para o MRC um interesse especial de tipo histórico, cultural, estético ou ecológico;
5. a identificação, a localização aproximativa e, quando necessário, as datas limites de realização de infra-estruturas que a municipalidade regional considera de caráter intermunicipal;
6. a identificação e a localização aproximativa dos equipamentos e infra-estruturas a serem providenciadas pelo governo central, seus ministérios e seus mandatários e pelos órgãos públicos e corporações escolares;
7. a identificação e a localização aproximada das redes mais importantes de eletricidade, gás, telecomunicação.

b) Elementos:

1. a densidade aproximada de ocupação admitida nas diversas partes do território do MRC, inclusive nos perímetros de urbanização;
2. as afetações do solo no interior de um perímetro urbano que representam um interesse especial para o MRC;
3. o traçado aproximativo e o tipo das principais vias de circulação;
4. as propostas intermunicipais que emanam de um grupo de municípios;
5. a descrição das partes do território do MRC, sujeitas à lei de mineração.

(*) O Condado ("Comté") é o território de base para seções eleitorais.

O documento complementar do esquema pode compreender também as normas gerais que os municípios devem tomar em consideração no zoneamento, loteamento e construção.

Esta primeira seção da Lei n.º 125 pede que o esquema de organização territorial seja acompanhado de: um documento contendo os custos aproximativos dos diversos equipamentos e infra-estruturas intermunicipais propostos no esquema; um documento precisando as modalidades e as conclusões das consultas feitas para elaborá-lo, inclusive os motivos de acordo ou então os desacordos expressos pelas pessoas e órgãos consultados. (Ver tabelas 1 e 2.)

APLICAÇÃO DA LEI

Nenhum município local, nenhum agrupamento humano pequeno pode realizar sozinho um esquema de organização territorial, dadas as implicações que extrapolam os limites de um município, como as bacias hidrográficas, as florestas, os caminhos e estradas, os setores turísticos, o patrimônio histórico etc.

O conceito de organização territorial traz implícito o de organização regional; e ao redor deste conceito básico agrupa-se uma série de proposições que têm como objetivo consolidar propostas regionais. O conceito de organização regional é, assim, a resposta a uma problemática regional de planejamento, que rompe com a dicotomia cidade-campo e cria condições para pôr fim à anarquia existente na ocupação do território e ao desperdício dos recursos nele existentes.

Este conceito de organização ligado à política de descentralização adotada no Quebec deu origem à criação dos MRCs, como instâncias político-administrativas para pôr em prática o esquema de organização territorial. Na Província do Quebec existem, atualmente, 95 MRCs agrupados em dez regiões administrativas. A maioria deles foi oficialmente aprovada e constituída entre 1981 e 1984. Nas regiões metropolitanas de Montreal, Ottawa e Quebec existem três organismos especiais que exercem funções semelhantes aos MRCs para estas comunidades.

O MRC é formado por um conjunto de municípios locais, urbanos e rurais, cujo número varia de cinco a 20. Também pode pertencer a um MRC territórios não erigidos em municípios, mas que fazem parte de uma mesma região.

Uma vez aprovado pelo governo provincial, cada MRC é dirigido por um Conselho Regional Municipal, composto pelos prefeitos da região, que elegem entre si o prefeito regional, e pelo secretário-tesoureiro, nomeado pelo prefeito do MRC com o consenso dos prefeitos.

Para poder funcionar, cada MRC adquiriu uma pequena sede própria, localizada num dos municípios da região, escolhido por consenso do Conselho Regional Municipal. Nesta sede o Conselho Regional Municipal se reúne quinzenalmente e a equipe técnica do MRC desenvolve suas atividades e projetos.

A equipe técnica nomeada pelo Conselho Regional Municipal trabalha em regime de tempo integral, assim como o secretário-

tesoureiro. Ali são desenvolvidas todas as atividades requeridas pelo plano de trabalho traçado de acordo com o processo preestabelecido para os MRCs da Província (estudo preliminar da realidade da região; zoneamento preliminar; conselho municipal regional). No MRC de Matawinie, visitado pela autora, a equipe técnica tinha a seguinte composição: um secretário-tesoureiro; uma secretária "legislativa", encarregada dos processos legais; uma secretária responsável por serviços de datilografia e contabili-

dade, um gerente dos territórios da região não erigidos em município; dois geólogos paisagistas; um arquiteto chefe do programa de ajuda para a reforma de prédios.

O financiamento deste trabalho é assegurado através de quotas estabelecidas em cada MRC para as prefeituras que o compõem, assim como de subvenções recebidas do governo provincial, mediante a apresentação de projetos. Na Figura 2 é descrita a realização do programa em suas diversas etapas.

TABELA 1 — Conteúdo do esquema de organização territorial

	Conteúdo obrigatório	Conteúdo facultativo
Metas e objetivos do programa.	- As grandes orientações da organização territorial.	
Descoberta da vocação das diferentes partes do território.	- Identificação das grandes aptidões do solo mais significativas para o conjunto do MRC; - Delimitação de perímetros de urbanização.	- A densidade aproximada de ocupação admitida nas diversas partes do território; - Identificação das grandes aptidões do solo dentro do perímetro urbano que são de interesse para o MRC.
Elementos de limitação ou de particular interesse.	- Identificação de zonas onde a ocupação do solo deve ser submetida a limitações ligadas à segurança da população; - Identificação de territórios de interesse histórico, cultural, estético ou ecológico para o MRC.	- Propostas intermunicipais de organização territorial, que emanam de um grupo de municípios; - Descrição das partes do território submetidas a condições especiais, de acordo com a lei de mineração.
Equipamentos e infra-estruturas.	- Identificação, localização aproximativa e, se for o caso, prazos limites de pagamento para a consecução de equipamentos e infra-estrutura de caráter intermunicipal; - Identificação e localização aproximativa das principais redes de eletricidade, gás, telecomunicações e cabodistribuição.	- Traçado aproximativo e tipo das principais vias de circulação.
Documento complementar sobre certos meios de controle.	- Normas mínimas que devem ser respeitadas nos regulamentos municipais de urbanismo.	- Obrigação de adotar, no Conselho Municipal, o regulamento que fixa certas condições para conceder licenças de construção no território ou partes dele; - Normas gerais a serem consideradas no regulamento de urbanismo dos municípios.
Documento sobre os custos de certas propostas.	- Documento que indica os custos aproximativos dos equipamentos e infra-estruturas municipais propostos no esquema.	
Documento sobre consulta.	- Documento que detalha as modalidades e as conclusões da consulta feita junto às pessoas e organismos contatados.	

Fonte: "Le schéma d'aménagement", pág. 12.

TABELA 2 — Instrumentos de planejamento e controle definidos pela lei sobre a organização territorial e urbana

	Instrumentos	Responsabilidade
Instrumental do planejamento.	- Esquema de organização territorial (artigos 3 a 60); - Plano de urbanismo (artigos 81 a 110); - Documentos sobre as orientações e os projetos governamentais (artigos 11 e 16).	- MRC - Municípios - Governo
Instrumental para o controle da construção do loteamento e do uso do solo.	- Regulamentos de urbanização (artigos 113 a 145); - Regulamentos de urbanização dos territórios não organizados e não erigidos em municípios (artigos 76 a 80); - Controle provisório em relação ao esquema de organização territorial (artigos 61 a 75); - Controle provisório relativo ao plano de urbanismo (artigos 111 e 112); - Regulamentação da organização territorial e de urbanismo para zonas de intervenção especial (artigos 158 a 165).	- Municípios - MRC - MRC - Municípios - Governo

Fonte: "Le schéma d'aménagement", pág. 21.

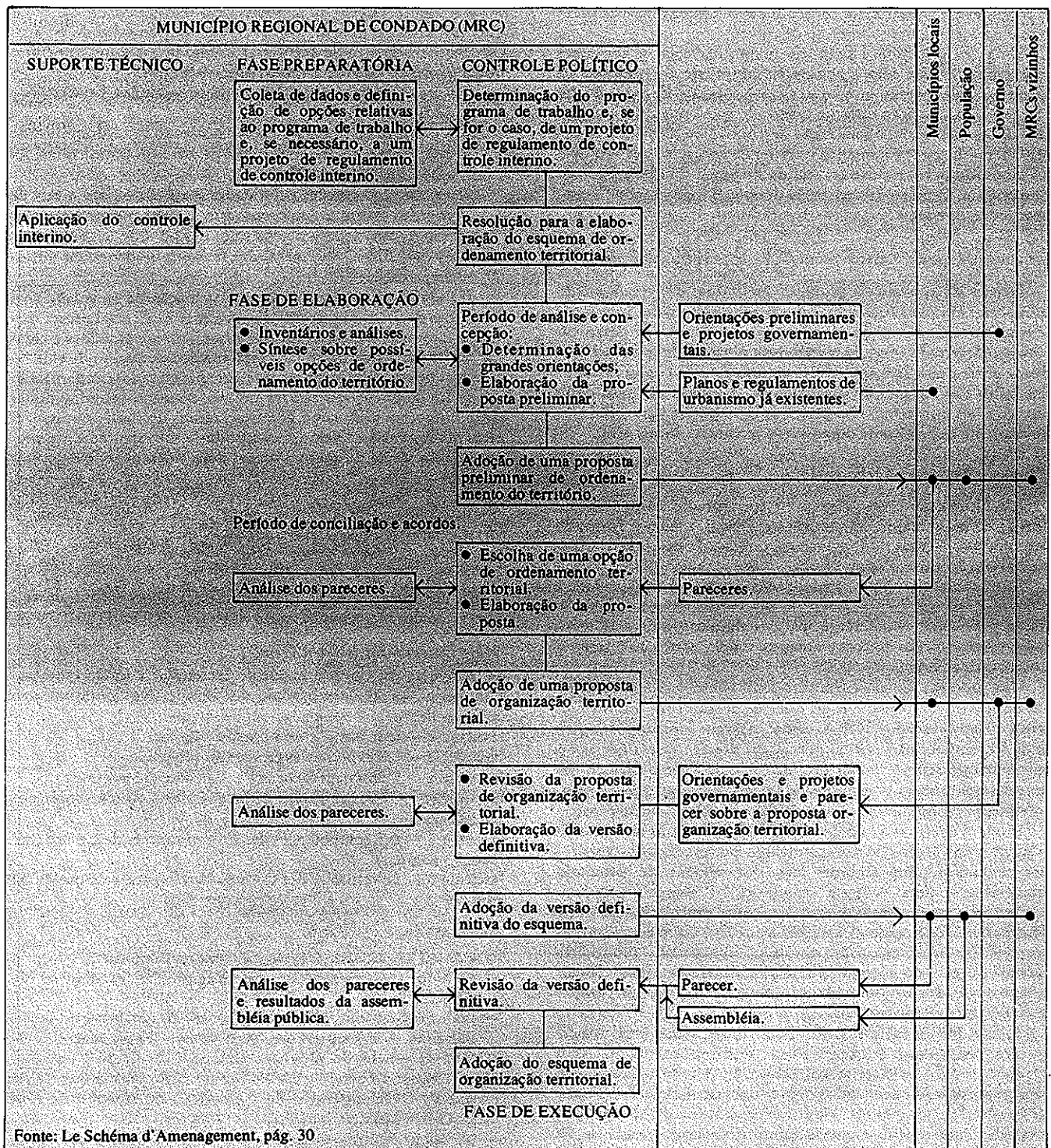


FIGURA 2 — Processo de planejamento.

ETAPAS DO PROGRAMA

1.ª etapa: Escolha das regiões.

Como primeiro passo, o governo provincial convidou todos os prefeitos a escolherem, de comum acordo, a região que mais se adaptasse às características de seus municípios, para poder elaborar um plano regional. Foi dado o prazo de dois anos para realizar este trabalho.

Através de encontros informais, reuniões e assembléias de prefeitos, onde se discutiam pontos comuns e divergências sobre a vocação de desenvolvimento da região, os prefeitos foram "adotando" tal ou qual região para seus municípios, até apresentarem a sua proposta de MRC ao governo central. Uma vez aceita a escolha por ambas as partes (prefeito/governo provincial), o MRC ficou constituído por decreto.

Para a escolha das regiões, os prefeitos informaram e consultaram as respectivas câmaras municipais e entidades representativas da população para estudarem a lei e opinarem no processo em andamento.

2.ª etapa: Proposta preliminar e regulamento interino de controle.

Cada MRC contratou especialistas para realizar o estudo sócio-econômico da região e estabelecer o zoneamento inicial. Aos técnicos permanentes contratados pelos MRCs juntaram-se, quando solicitados para assuntos específicos, assessores técnicos do governo central da Província, pertencentes aos diversos ministérios (Ministério de Assuntos Municipais, Ministério de Lazer, Caça e Pesca, Ministério da Indústria, Ministério do Ambiente etc.). O conselho composto pelos prefeitos da região reuniu-se quinzenalmente para estudar os documentos elaborados e tomar as decisões

pertinentes até chegar a um consenso em relação à proposta preliminar e ao regulamento interino de controle.

Uma vez discutida a proposta preliminar com os conselhos municipais locais e com a população através de assembleias, ela foi enviada ao governo provincial para aprovação. E, para não dar margem à especulação durante o período previsto para a elaboração do esquema de organização territorial da Província, cada MRC redigiu seu regulamento interino de controle, que também foi aprovado pelo governo central da Província e entrou em funcionamento. O prazo de realização dessa etapa do programa também foi de dois anos.

3.ª etapa: Mapa da região e preparação do esquema definitivo.

Depois de aprovada a proposta preliminar e o regulamento provisório, em cada região foi feito o zoneamento em função de seus aspectos físicos, sócio-econômicos e da vocação de desenvolvimento detectada em cada região. Este processo de trabalho, que durou entre dois e três anos, foi o mesmo da etapa anterior: estudos feitos por equipes de profissionais, discussão dos resultados nas reuniões quinzenais dos prefeitos e propostas para a redação do esquema definitivo de organização territorial do seu MRC.

4.ª etapa: Ficha técnica da região.

É a última parte do programa e corresponde à fase final de adoção do esquema de organização territorial, uma vez aprovado pelo governo central da Província. É o início da execução do planejamento feito (ver Figura 2).

Este programa conferiu poder político aos prefeitos dos MRCs e tende a afiançar formas novas de sua participação na administração provincial. Atualmente, para qualquer tipo de ação realizada, como é o caso dos programas de saúde, educação e lazer, a instância de referência é o MRC.

Um processo político-administrativo como este traria, como era de se prever, consequências que, de acordo com muitos prefeitos e alguns estudiosos do assunto, estavam contidas no espírito da lei, embora não escritas nela. Uma dessas consequências é o envolvimento sempre maior dos MRCs como promotores do desenvolvimento sócio-econômico da região, uma vez que o desenvolvimento econômico se dá através da ocupação e uso do espaço.

Isto tem aberto novos debates em relação a outras instâncias já existentes nos órgãos do governo (como por exemplo os escritórios regionais). Em algumas das dez regiões de província estabeleceu-se uma "cúpula econômica" ("sommets économiques"), uma espécie de Fórum permanente sobre as questões de desenvolvimento regional. Este Fórum reúne, além dos prefeitos dos MRCs, representantes setoriais (industriais, produtores agrícolas, órgãos do governo etc.) e uma das questões mais levantadas e discutidas no "sommets économiques" é: "a quem compete planejar o desenvolvimento?"

Alguns MRCs estão lutando para terem maior participação política, maior poder administrativo e econômico, para poderem ter maior espaço no desenvolvimento de sua região. Durante o congresso dos MRCs realizado em Montreal em 1985 foram levantadas questões pertinentes "ao futuro dos MRCs e à descentralização do Quebec após a conclusão do esquema de organização territorial", sempre na linha de melhor definição de competências e funções (e orçamento!) em relação ao binômio organização territorial/organização sócio-econômica.

COMENTÁRIOS FINAIS

No Quebec o planejamento ambiental é hoje uma realidade, assumida não só pelos órgãos governamentais centrais, mas por muitos agentes sociais envolvidos na discussão e nas decisões sobre o uso e ocupação do solo.

As condições sócio-econômicas, políticas e culturais do Quebec que permitiram a realização do programa aqui descrito diferem das do Brasil. Basta lembrar que, durante os primeiros anos em que o Brasil conheceu o "milagre econômico" do governo militar, o Quebec conheceu a "revolução tranquila", durante a qual o governo tornou-se o "grande provedor", socializando para toda a população os serviços de Educação, Saúde e Previdência Social, entre outros.

Mas alguns pontos de referência são indispensáveis em qualquer iniciativa do gênero. Um programa descentralizado e participativo de organização territorial responde a alguns princípios que, no caso do Quebec, foram assim resumidos:

- a) a organização territorial é, em primeiro lugar, uma responsabilidade política;
- b) a partilha do poder se exerce respeitando os domínios de intervenção dos diversos níveis de governo (municípios, regiões, governo central);
- c) a harmonização das prioridades e ações dos três níveis de governo ocorre quando cada um assume plenamente suas responsabilidades, ao mesmo tempo que reconhece as inter-relações que ligam suas responsabilidades aos outros níveis de decisão;
- d) para assegurar a necessária participação da sociedade civil nas decisões e na gestão do ambiente é essencial prever mecanismos institucionais que permitam aos cidadãos e cidadãos participar na gestão cotidiana de seu quadro de vida.

Finalmente, vale lembrar que um programa de organização territorial desenvolvido através de um trabalho interdisciplinar entre dirigentes políticos e administradores de vários níveis, técnicos profissionais e liderança comunitária corresponde a um processo de formação de agentes sociais para o desenvolvimento ambiental.

DOCUMENTAÇÃO

Os documentos recolhidos durante o estágio encontram-se à disposição dos interessados na Biblioteca da CETESB.

Sobre Descentralização em Geral

— Ministère du Conseil Exécutif, Secrétariat à la Décentralisation, Série "La Décentralisation: une Perspective Communautaire Nouvelle":

fascicule 1 — Une vue d'ensemble (30 páginas)

fascicule 2 — Les expériences étrangères (40 páginas)

fascicule 3 — L'aménagement et l'urbanisme (37 páginas)

fascicule 4 — L'organisation politique des Comtés venouveles (40 páginas)

fascicule 5 — Les compétences des Communautés de Comté (mimeo. 13 páginas)

fascicule 6 — Le territoire des Comtés Municipaux renouvelés (61 páginas)

Descentralização — Vários

— Conseil Régional de Développement de Lanaudière

— Mémoire Concernant "Le Choix Régions" — Présenté au Ministre

— François Gendron, Ministre D'État à l'Aménagement, de Lanaudière — le 7 septembre 1983 (mimeo. 14 páginas)

— Gouvernement du Quebec, Ministère du Conseil Exécutif, Secrétariat Général — Denis Lazure, Eléments d'une Politique de Développement des Régions et Instruments de Mise en Ouvre (mimeo. 6 páginas)

— Monsieur François Gendron, Mémoire au Conseil des Ministres du Gouvernement du Quebec, 11 novembre 1981 (mimeo. 8 páginas)

— Michel Paquin, La Décentralisation dans L'Administration Publique, École Nationale d'Administration Publique d'Université du Quebec (mimeo. 118 páginas)

— Le Périodique de l'Information Municipale au Quebec — "Quorum", volume 11 — número 1

— "A l'Ordre de Jour — Un Coin de Pays Diversifié: la MRC, Lajemmerais" — "Intervention de l'UMRCQ: Répartition des Dépenses des MRC, la Lour Supérieure Tranche le Litigel — janvier 1986 (18 páginas)

— La Revue Municipale — volume 63, número 12, "La Municipalité Régionale de Comté de Kamouaska" — décembre 1985 (19 páginas)

Sommets Économique

— Sommet Économique Région de Lanaudière

— "Les Engagements Maitres D'Ouvre et Partenaires"

— Extraits du Rapport des Délibérations — 1984 (120 páginas)

IDENTIFICAÇÃO DE POLUENTES ORGÂNICOS

João Ruocco Júnior¹
Cacilda Jiunko Aiba¹
Paulo Choei Hokama¹
Joaquim Monteiro Pires¹
Celso Antonio Mendes¹

RESUMO — O crescente uso de substâncias químicas em vários aspectos da atividade humana tem levado a sua introdução proporcional no meio ambiente, tendo como agravante o fato de não se conhecer seus efeitos, provocando em muitos casos danos irreversíveis. No presente trabalho são apresentadas as potencialidades da cromatografia gasosa-espectrometria de massa assistidas por computador, para identificação de poluentes orgânicos, caracterização de fontes poluidoras e para fornecer subsídios para procedimentos de controle.

Palavras-chave: orgânicos, cromatografia gasosa, espectrometria de massa, análise química.

ABSTRACT — Increased utilization of organic chemicals in several aspects of human activities has led to the proportional introduction of these compounds into the environment. The indication of this growth has been the increased concern about the occurrence of these compounds in the environment. This interest has resulted from the recognition that many organic pollutants can cause serious adverse effects to human health. The purpose of this paper is to present the capabilities of computer assisted gas chromatography-mass spectrometry for identifying specific organic compounds in waters, locating and verifying pollution sources, and for designing effective control procedures.

Key words: organics, gas chromatography, mass spectrometry, chemical analysis.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento tecnológico verificado nas últimas décadas na área da química orgânica tornou possível a síntese e produção de um número cada vez maior de compostos orgânicos. A crescente utilização destes compostos em vários aspectos da atividade humana tem levado à introdução progressiva, no meio ambiente, dos resíduos destes produtos, bem como dos resíduos de outras substâncias formadas no processo de fabricação. Este fato tem preocupado a sociedade em geral, tendo estimulado vários países a conceder caráter prioritário às pesquisas quanto à presença, monitoramento e toxicidade destes compostos em águas subterrâneas, superficiais e para consumo humano, efluentes industriais e resíduos industriais.

Vários estudos de laboratório levaram ao reconhecimento do efeito carcinogênico de vários compostos orgânicos sintéticos. Admite-se hoje que, em um país altamente industrializado, cerca de 75 a 80% de incidência de câncer é de origem ambiental (1). Segundo dados do Departamento de Saúde dos Estados Unidos, de 6.000 compostos ensaiados em laboratório, 1.000 apresentaram alguma atividade carcinogênica (2). Dados recentes dão conta de que o número de compostos orgânicos liberados no ambiente se aproxima de 60.000, sem levar em conta os produtos intermediários de fabricação e os produtos de decomposição (3), de modo que o número de compostos com atividade carcinogênica pode ser maior.

Em 1972, com a decretação da lei PL 92-500 (Federal Water Pollution Control Act) pelo Congresso americano, a EPA — Agência de Proteção Ambiental — foi incumbida de desenvolver

um amplo programa para investigar e melhorar a qualidade das águas naquele país. Dando início ao programa, Shackelford e Keith (4) elaboraram uma lista de poluentes encontrados em diversos tipos de água. Esta relação registrava, em 1977, cerca de 1.200 compostos distintos. Como termo de comparação, dados anteriores a 1970 indicavam a identificação de apenas 100 compostos.

Com base na frequência de ocorrência, dados de persistência e toxicidade, a EPA elaborou uma primeira lista contendo 65 poluentes tóxicos para controlar 21 atividades industriais primárias. Nesta relação havia poluentes da classe dos fenóis clorados, haloéteres, hidrocarbonetos polinucleares aromáticos, metais e seus compostos, que abrangeriam milhares de compostos distintos. Para reduzir esta relação para um número finito de substâncias, foram feitas modificações na lista original, seguindo os critérios abaixo:

- manter os compostos especificamente citados na listagem original;
- considerar "metal e seus compostos" como "metal total";
- incluir outros compostos identificados em estudos anteriores com frequência maior que 5%;
- empregar, como um guia para priorização, informações sobre produção dos compostos, quando disponíveis.

Empregando estes critérios, a EPA sumariou os poluentes prioritários em 129 substâncias, dos quais 113 são orgânicos (Tabela 1). No campo da análise orgânica prevalecem até hoje a utilização de testes como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), carbono orgânico total (TOC), demanda química de oxigênio, testes de fenol total com a 4-aminoantipirina etc. Estes testes não dão informações necessárias para dar suporte a muitas atividades de monitoramento ambiental.

Existem duas linhas de trabalho para a análise de orgânicos (5). A linha mais comum de trabalho é o desenvolvimento de métodos para a análise de um determinado composto ou grupo de compostos de interesse. Nestes métodos, um procedimento químico ou físico-químico é utilizado para isolar e concentrar os compostos de interesse e são utilizados padrões para verificar o procedimento de extração e a eliminação de interferentes mais comuns. Este procedimento da análise de algum composto tem sido aplicado em larga escala no campo do meio ambiente e existem várias metodologias bem desenvolvidas e testadas, como por exemplo os procedimentos para a análise dos 113 orgânicos prioritários da EPA (6,7). Os métodos da EPA para a análise de poluentes prioritários utilizam como equipamento básico o cromatógrafo gasoso com detectores específicos como ECD, fotoionização e condutividade eletrolítica. Entretanto, este caminho analítico tem sérias limitações porque, para se analisar todos os compostos de interesse ambiental, seria necessário desenvolver centenas de diferentes procedimentos testados e documentados. Isto seria extremamente caro e lento, o que torna simplesmente impossível a sua aplicação em laboratório de monitoramento ambiental. Seria necessário, portanto, desenvolver alguma metodologia mais prática que pudesse ser utilizada para uma larga faixa de compostos orgânicos. Desde que as amostras ambientais contêm misturas complexas de orgânicos, os requisitos necessários para a sua análise seriam uma técnica de separação eficiente e um detector que permita uma análise qualitativa confiável. O cromatógrafo a gás acoplado a um espectrômetro de massa (GC/MS) é um equipamento que atende a estes requisitos, bem como o cromatógrafo a gás acoplado a um infravermelho. Sabe-se que quase todos os poluentes orgânicos identificados em amostras ambientais nestes últimos 15 anos foram baseados no GC/MS. O GC/MS permite identificação simultânea de um grande número de substâncias, além de ser dotado de recursos para superar interferências que mascaram respostas de compostos obtidas com detectores convencionais de cromatografia gasosa.

Não se têm, ainda, dados no Brasil sobre a ocorrência de compostos orgânicos no meio ambiente. Consequentemente, não se sabe quais os tipos de poluentes encontrados, bem como a frequência de sua ocorrência, o que capacitaria a adotar um número finito de compostos, tais como os poluentes prioritários da EPA. É de importância fundamental, portanto, o desenvolvimento de técnicas analíticas que tenham capacidade de detectar e identificar com grande segurança os vários componentes de uma determinada amostra ambiental.

Vários tipos de espectrômetros são disponíveis comercialmente. No presente trabalho foi empregado o do tipo quadrupolo,

cujas resolução é satisfatória para aplicação envolvendo amostras ambientais, onde não são necessárias medidas de massa com grande exatidão. As principais etapas envolvidas em uma determinação por GC/MS incluem:

- pré-tratamento das amostras (extração e pré-concentração);
- separação dos constituintes orgânicos por cromatografia gasosa capilar;
- detecção dos compostos por espectrometria de massa;
- interpretação dos dados adquiridos;
- arquivo de dados.

PRINCÍPIO

Em espectrômetros que operam com impacto eletrônico, as moléculas dos compostos são bombardeadas por um feixe eletrônico, originando vários fragmentos carregados positivamente. Estes fragmentos são acelerados em direção ao filtro de massa quadrupolar por meio de uma série de lentes com tensões entre 0 e 200 V. Os fragmentos são separados de acordo com suas relações massa/carga (m/z) pelo filtro quadrupolo, devido à presença de campos elétricos e de radiofrequência variáveis. A variação destes campos permite que somente fragmentos de uma determinada relação massa/carga possam atravessar o quadrupolo em determinado tempo. À medida que os íons deixam o quadrupolo, são atraídos para um detector que faz medidas das relações massa/carga e suas respectivas intensidades. Obtém-se assim o espectro de massa de um composto. Grande maioria dos compostos orgânicos se fragmenta de maneira bastante reprodutível, tornando possível a criação de bibliotecas de espectros de referência, utilizadas para identificar o composto desconhecido.

ESTUDO DE CASOS

Alguns exemplos do uso do GC/MS para identificação de poluentes orgânicos são apresentados a seguir. Todas as amostras foram analisadas utilizando-se o GC/MS, sistema quadrupolo com impacto eletrônico HP, assistidos pelo sistema de dados da HP.

Acidente

Em maio de 1983, uma carreta chocou-se contra um tanque de armazenamento de produtos orgânicos pertencente a uma fábrica de purificação de solventes orgânicos. Este acidente causou vazamento de 400.000 litros de produtos químicos e provocou a contaminação de poços e cacimbas nas proximidades, além de comprometer a qualidade das águas subterrâneas da região. Nessa ocasião foram feitas várias determinações em amostras de água

TABELA 1 — Lista de compostos orgânicos prioritários da EPA.

Acroleína	Acrilonitrila	2-Cloronaftaleno	Benzo(a)pireno
Benzeno	1,2-Dicloropropano	Isoforona	Indeno(1,2,3-c,d)pireno
Tolueno	1,3-Dicloropropano	Nitroforona	Dibenzo(a,h)antraceno
Etilbenzeno	Cloreto de metileno	2,4-Dinitrotolueno	Benzo(g,h,i)perileno
Tetracloreto de carbono	Cloreto de metila	2,6-Dinitrotolueno	4-Clorofenil fenil éter
Clorobenzeno	Brometo de metila	4-Bromofenil fenil éter	1,3-Diclorobenzidina
1,2-Dicloroetano	Bromofórmio	Bis(2-etilhexil)ftalato	Benzidina
1,1,1-Tricloroetano	Diclorobromometano	Di-n-octil ftalato	Bis(2-cloroetil)éter
1,1-Dicloroetano	Triclorofluorometano	Dimetil ftalato	1,2-Difenilhidrazina
1,1-Dicloroetileno	Diclorodifluorometano	Dietil ftalato	Hexaclorociclopentadieno
1,1,2-Tricloroetano	Clorodibromometano	Di-n-butil ftalato	N-Nitrosodifenilamina
1,1,2,2-Tetracloroetano	Tetracloroetileno	Acenaftileno	N-Nitrosodimetilamina
Cloroetano	Tricloroetileno	Acenafteno	N-Nitrosodi-n-propilamina
2-Cloroetil vinil éter	Cloreto de vinila	Butil benzil ftalato	Bis(2-cloroisopropil) éter
Clorofórmio	trans-1,2-Dicloroetileno	a-Endossulfan	Heptaclor
Fenol	p-Cloro-m-cresol	b-Endossulfan	Heptaclor epóxido
2-Nitrofenol	2-Clorofenol	Endossulfan sulfato	Clordane
4-Nitrofenol	2,4-Diclorofenol	(a)BHC	Toxafeno
2,4-Dinitrofenol	2,4,6-Triclorofenol	(b)BHC	Aroclor 1016
4,6-Dinitro-o-cresol	2,4-Dimetilfenol	(g)BHC	Aroclor 1221
1,2-Diclorobenzeno	Fluoreno	(d)BHC	Aroclor 1232
1,3-Diclorobenzeno	Fluoranteno	Aldrin	Aroclor 1242
1,4-Diclorobenzeno	Criseno	Dieldrin	Aroclor 1248
Hexacloroetano	Pireno	pp'-DDE	Aroclor 1254
Hexaclorobutadieno	Fenantreno	pp'-DDD	Aroclor 1260
Hexaclorobenzeno	Antraceno	pp'-DDT	Endrin
1,2,4-Triclorobenzeno	Benzo(a)antraceno	Endrin aldeído	2,3,7,8-Tetraclorodibenzo-p-dioxina (TCDD)
Bis(2-cloroetóxi)metano	Benzo(b)antraceno		pentaclorofenol
Naftaleno	Benzo(k)antraceno		

e atualmente a área é monitorada, coletando-se a amostra por adsorção em carvão ativo, através de sucção dos gases do solo.

Foi efetuada, cerca de três anos após a ocorrência do acidente, uma amostragem de gás do solo junto ao tanque onde ocorreu o acidente. Após extração, a amostra foi injetada no GC/MS, obtendo-se um cromatograma de contagem de íons totais (TIC) mostrado na Figura 1.

A confirmação dos constituintes foi feita por comparação dos espectros de massa obtida da literatura e através de uma rotina do sistema de dados denominado "library search". No sistema de dados HP, esta rotina confronta o espectro de um composto contra uma biblioteca contendo 38.791 espectros de referência NBS e indica, também, os índices de similaridade, em ordem decrescente, dos dez compostos mais semelhantes em relação ao componente estudado. O índice de similaridade para um confronto perfeito é de 10.000. Um dos resultados do "library search" para o pico n.º 4 é mostrado na Figura 2.

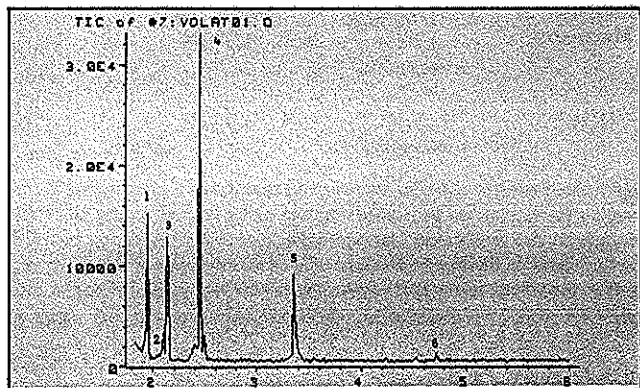


FIGURA 1 — TIC de uma amostra de gás succionado do solo.

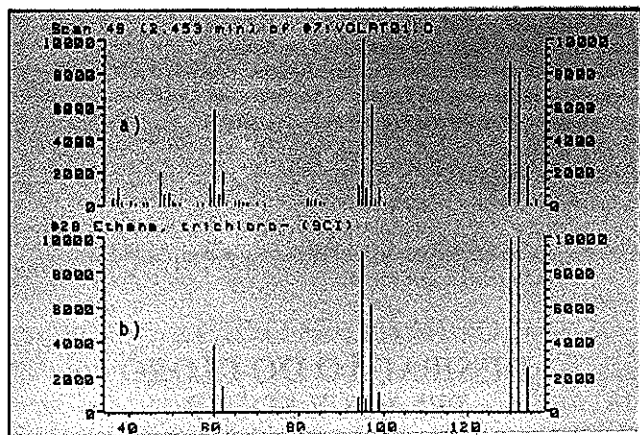


FIGURA 2 — Comparação do Tricloroeteno: (a) Amostra; (b) NBS.

Os demais componentes foram identificados seguindo-se a mesma sistemática. Paralelamente, foram feitas identificações dos constituintes por comparação dos espectros de massa dos compostos da amostra com aqueles obtidos a partir de padrões, ou seja, com uma biblioteca de dados criada em laboratório com padrões destas substâncias. Na Tabela 2 são apresentados os índices de similaridade dos compostos identificados. Foram feitas, também, comparações dos tempos de retenção dos padrões com os da amostra.

TABELA 2 — Índices de similaridade dos compostos identificados.

Pico	Composto mais provável	Biblioteca NBS	Biblioteca criada no laboratório
1	1,1-dicloroetano	7.620	9.279
2	benzeno	9.521	9.703
3	tetracloroeto de carbono	9.417	9.894
4	tricloroeteno	9.839	9.842
5	1,1,2-tricloroetano	9.817	9.918
6	tetracloroeteno	7.415	8.006

Resíduo industrial

Na Tabela 3 são apresentados constituintes identificados em uma amostragem de resíduo sólido efetuada em um aterro de disposição de resíduo industrial. O cromatograma obtido no cromatógrafo gasoso com detector de captura de elétrons revelou a presença de vários picos que não puderam ser identificados. A mesma amostra analisada por GC/MS revelou a presença de sete picos, dos quais seis puderam ser identificados com sucesso.

TABELA 3 — Compostos identificados em uma amostra de resíduo sólido.

Pico	Composto mais provável	Índice de similaridade biblioteca NBS
1	Hexaclorobutadieno	8.978
2	Tetraclorobenzeno (isômero)	9.656
3	Tetraclorobenzeno (isômero)	9.933
4	Pentaclorobenzeno	9.928
5	Hexaclorobenzeno	9.946
6	Não identificado	6.326
7	Pentacloro (tricloroetenil) benzeno	9.831

CONCLUSÕES

A maioria dos componentes presentes nas amostras estudadas foi identificada com sucesso, através da comparação de seus espectros com os existentes na biblioteca NBS. Alguns compostos foram também identificados por comparação dos seus espectros com aqueles obtidos a partir de análise de padrões. Neste caso, observou-se uma melhora nos índices de similaridade (Tabela 3), o que é explicado pelo fato de a biblioteca NBS ter sido construída baseando-se em espectros obtidos em equipamentos diferentes daquele utilizado. O uso dos padrões é conveniente para identificação dos compostos. Uma das vantagens é o fato de se permitir a obtenção do tempo de retenção, que é uma característica de um determinado composto orgânico no GC/MS. Uma outra vantagem é a possibilidade de uma interpretação manual dos espectros, uma vez que o programa "library search" utiliza os espectros de massa no formato reduzido a dez picos mais intensos. Por outro lado, é frequente a obtenção de índices de similaridade baixos. Nestes casos, a interpretação dada pela rotina do GC/MS é pouco confiável, exigindo-se uma melhoria nos processos de concentração, purificação, separação dos componentes da amostra e a utilização de interpretações manuais. O sistema GC/MS apresenta uma grande potencialidade, com enormes vantagens sobre os detectores cromatográficos convencionais, desde que contornadas as limitações existentes, possibilitando a identificação de poluentes orgânicos presentes nos diversos tipos de amostras ambientais.

REFERÊNCIAS

- 1 — COMMONER, B. Em "Identification & analysis of organic pollutants in water"; Keith, L. H. Ed., Ann Arbor Science: Ann Arbor, Mich., 1977; pp. 49-71.
- 2 — DONALDSON, W. T. "Trace organics in water". Environ. Sci. Technol., 11:348 (1977).
- 3 — SHACKELFORD, W. M. e CLINE, D. M.: "Organic compounds in water". Environ. Sci. Technol., 20:652 (1986).
- 4 — SHACKELFORD, W. M. e KEITH, L. H. "Frequency of organic compounds in water". EPA/600-4-76-062; EPA: Washington, D.C., 1976.
- 5 — U. S. Environmental Protection Agency. "Guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants; proposed regulations". Federal Register, 44:69464-575, December 3, 1979.
- 6 — U. S. Environmental Protection Agency. "Test Methods". Environmental Support Laboratory, EPA, 1982.
- 7 — SAUTER, A. D. FAAS, L. KURTH, G. R., SHACKELFORD, W. M. e CLINE D. M. Em "Advances in the identification and analysis of organic pollutants in water"; Keith, L. H., Ed., Ann Arbor Science: Ann Arbor, Mich., 1981; pp. 571-593.

DISSIPAÇÃO DE CLORO EM PISCINAS

Celso Eufrásio Monteiro¹
Sétimo Humberto Marangon²

RESUMO — O presente trabalho discute o emprego de substâncias atualmente denominadas genericamente de "estabilizadores de cloro", que visam minimizar o problema da dissipação do cloro em piscinas devido à incidência de raios ultravioleta da luz solar, dissipação esta que em termos práticos torna muito complexa a dosagem de cloro. Especial atenção é dispensada ao uso do ácido cianúrico, que chega a reduzir em 75% o consumo de cloro, diminuindo também o trabalho de manutenção e o uso de cianuretos (cloraminas orgânicas) como agentes de desinfecção.

Palavras-chave: piscinas, dissipação de cloro, cloração, estabilizador de cloro, ácido cianúrico, cianuratos.

ABSTRACT — This study discusses the use of substances which are at present generically called "chlorine stabilizers" which aims at minimizing the problem of chlorine dissipation in swimming pools due to ultraviolet rays from sunlight. In practical terms, this dissipation makes chlorine dosage very complex. Special attention is given to the use of cyanuric acid which reduces as much as 75% of chlorine consumption, besides reducing maintenance work and the use of cyanurate (organic chloramines) as disinfection agent.

Key words: swimming pool, chlorine dissipation, chlorination, chlorine stabilizer, cyanuric acid, cyanurates.

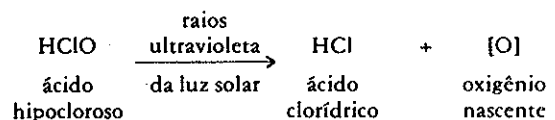
INTRODUÇÃO

A cloração das águas de piscinas tem sido um daqueles problemas que sob o aspecto teórico não apresentam maiores dificuldades de solução, mas que na prática se mostram complexos, a ponto de se poder afirmar com segurança que no nosso meio constituem exceções as piscinas que por todo tempo apresentem águas com teores desejáveis de cloro residual livre (ácido hipocloroso). É de suma importância a presença constante do cloro residual livre nas piscinas, pois ele será utilizado na oxidação de substâncias inorgânicas e orgânicas e destruirá ou inativará microrganismos que venham a ser introduzidos nas piscinas com o tempo. Considerando que em condições favoráveis as algas proliferam em poucas horas e que o cloro residual livre é um bom algicida, sua presença por todo tempo na água, dentro das concentrações recomendadas, representa um seguro controle para as algas, dispensando por completo o emprego de um outro algicida.

As dificuldades práticas de se manterem de maneira constante os níveis de cloro dentro dos teores desejáveis levam frequentemente os operadores de piscinas a procedimentos condenáveis sob o ponto de vista de saúde pública, representados pelo uso de algicidas puros para prevenir a proliferação de algas. Tais algicidas acabam por servir apenas para camuflar um tratamento deficiente da água.

DISSIPAÇÃO DO CLORO PELA LUZ SOLAR

A reposição de cloro em piscinas depende de seu consumo que, por sua vez, é função do número de frequentadores, do estado de asseio dos mesmos, da introdução de substâncias que o consomem e da temperatura. No entanto, os raios ultravioleta da luz solar são os principais responsáveis pela necessidade de reposição de cloro. Em piscinas em que o cloro é adicionado descontinuamente, cerca de duas horas de sol são suficientes para se observar uma dissipação comprometedoramente do agente de desinfecção. Os raios ultravioleta decompõem o ácido hipocloroso segundo a equação que segue, de maneira tão intensa, a ponto de exigir esforços na operação de cloração que na prática não se consegue atender.

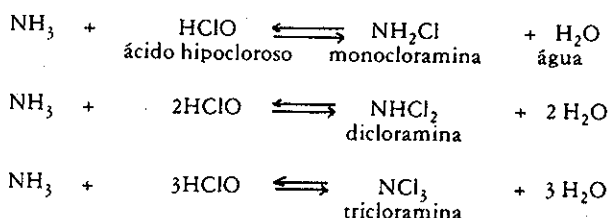


Desde muito vem-se estudando uma maneira de minimizar a dissipação do cloro pela luz solar, existindo hoje os chamados estabilizadores de cloro residual, com tal objetivo.

¹Engenheiro Químico e Sanitarista da CETESB, Mestre em Saúde Pública.
²Tecnólogo em Saneamento, da CETESB.

ESTABILIZADOR DE CLORO DE "PRIMEIRA GERAÇÃO"

O primeiro dos atualmente chamados estabilizadores de cloro de piscinas foram as conhecidas cloraminas, empregadas em piscinas como decorrência de experiências no campo do tratamento da água de abastecimento público, iniciadas em 1930. Verificou-se que o cloro residual persiste por um tempo muito maior se for adicionada amônia em conjunto com o cloro. O ácido hipocloroso formado pela reação do cloro gás, ou hipoclorito de sódio, ou hipoclorito de cálcio etc., com a água, tem capacidade de formar com a amônia substâncias conhecidas pelo termo genérico de cloraminas (inorgânicas), e que representam o chamado cloro residual combinado. A formação dessas cloraminas pode ser representada pelas equações químicas que seguem:



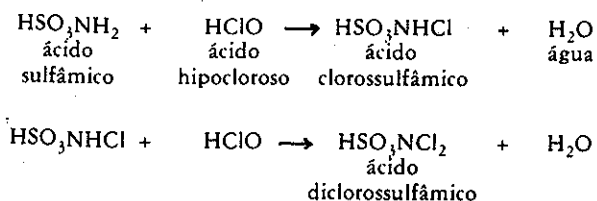
Apesar de as cloraminas persistirem por um tempo maior, elas não são cogitadas para uso em piscinas, por causa dos sérios problemas que apresentam: demoram de 25 a 100 vezes mais para destruir ou inativar os microrganismos; produzem queimadura nos olhos; causam irritações na pele e conferem odor desagradável à água. As queimaduras nos olhos, as irritações na pele e o odor desagradável são frequentemente relacionados com o cloro (cloro residual livre), mas na realidade acabam por ser causados pelas cloraminas (cloro residual combinado).

Apesar de indesejáveis, as cloraminas formam-se normalmente nas piscinas pela reação do ácido hipocloroso com compostos de nitrogênio provenientes do suor e da urina. É por este motivo que modernamente as águas de piscinas passam por uma supercloração periódica, geralmente semanal, que se constitui num tratamento extra, tratando-se na prática de uma cloração ao "break point", que oxida a amônia e os compostos orgânicos nitrogenados formadores das cloraminas e as próprias cloraminas, além de destruir ou inativar bactérias, algas e outros microrganismos que eventualmente estejam presentes.

Atualmente, existem restrições dos órgãos de saúde aos estabilizadores de cloro baseados nas cloraminas inorgânicas.

ÁCIDO SULFÂMICO

O ácido sulfâmico apareceu como estabilizador de cloro em 1956, sendo o primeiro a pretender operar a base do cloro residual livre. Foi usado amplamente numa certa época nos Estados Unidos, porque também servia para corrigir o pH e remover incrustações, tornando-se muito popular entre os proprietários de pequenas piscinas. O ácido sulfâmico é um sólido granulado, comercializado então em tabletes, tendo como fórmula HSO_3NH_2 , que reage como o ácido hipocloroso, formando o ácido clorosulfâmico e o ácido diclorossulfâmico, segundo as equações que seguem:

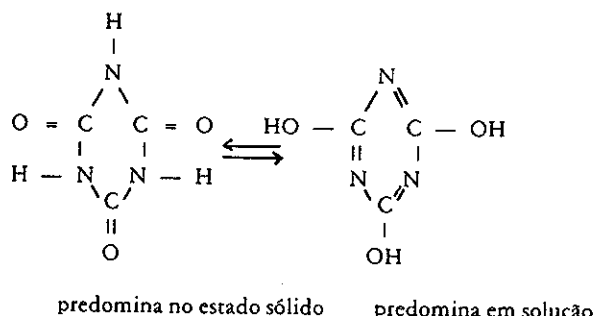


As experiências operacionais com o ácido sulfâmico como estabilizador estiveram longe de ser satisfatórias, provavelmente devido à instabilidade na presença da luz solar do ácido diclorossulfâmico e da débil ação desinfetante e algicida do ácido clorosulfâmico.

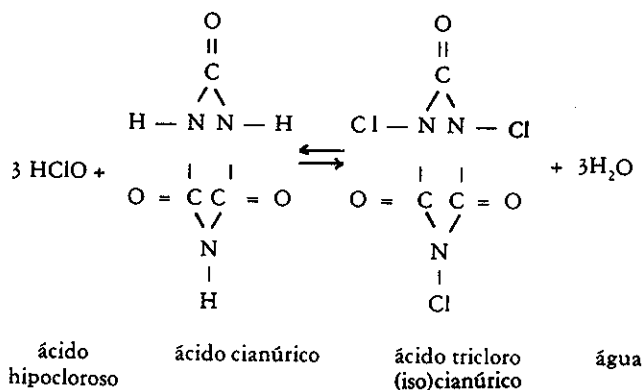
Nos Estados Unidos o uso do ácido sulfâmico em piscinas não chegou a ser proibido, mas muitos departamentos de saúde desaconselharam seu uso.

ÁCIDO CIANÚRICO

O ácido cianúrico, também chamado de ácido isocianúrico ou trihidroxi-s-triazina (como é denominado no Brasil), é atualmente o mais efetivo estabilizador de cloro disponível no comércio. É um "ácido" orgânico trivalente fraco, atuando muito pouco sobre o pH, com solubilidade limitada na água (1,5 g/l a 25°C), apresentando cor branca no estado sólido, em que é comercializado sob a forma granulada. Sua fórmula química molecular é $\text{H}_3\text{C}_3\text{N}_3\text{O}_3$ e pode ser representada por duas formas estruturais, a saber:



Hidrólise na água e dissocia liberando cátions hidrogênio que podem ser substituídos por íons metálicos e átomos de cloro com número de oxidação +1. Para alguns é a ligação formada entre o ácido cianúrico e o cloro que promove a estabilização do cloro na presença da luz solar. Dependendo do pH e da concentração, os átomos de cloro com número de oxidação +1 permanecem ligados ao anel do ácido cianúrico, mas com o tempo ionizam, desligando-se do anel, formando o ácido hipocloroso. O mecanismo não é totalmente conhecido, mas pode ser descrito da seguinte maneira:



Dependendo das condições há formação de derivado mono, dietriclorado do ácido cianúrico, ou uma mistura, valendo da mesma maneira as explicações a seguir. O produto da reação do ácido cianúrico com o ácido hipocloroso é um composto geneticamente classificado como uma cloramina orgânica. Em comum esses compostos têm átomo ou átomos de cloro com número de oxidação +1, que representam o cloro residual disponível, o mesmo átomo de cloro do ácido hipocloroso.

A última equação química representa uma reação reversível que no equilíbrio deve apresentar quantidades constantes do ácido hipocloroso, ácido cianúrico e do ácido tricloro(iso)cianúrico. No entanto, o ácido hipocloroso é consumido na oxidação de substâncias inorgânicas, substâncias orgânicas, na inativação ou destruição de microrganismos e pela dissipação pelos raios ultravioleta da luz solar. Pelo Princípio de Le Chatelier, o consumo do ácido hipocloroso faz com que a reação se desloque no sentido de sua regeneração para obtenção de um novo equilíbrio. Vale dizer que, à medida que há consumo de ácido hipocloroso, o ácido tricloro (iso) cianúrico reage com água, regenerando o ácido hipocloroso. Vale dizer também que, em uma piscina contendo ácido cianúrico, com a cloração haverá a produção de derivados clorados do ácido, os quais funcionam como verdadeiros "depósitos" de cloro, liberando o ácido hipocloroso à medida que há consumo.

Note-se que com tais "depósitos" de cloro o problema de operação e manutenção de piscinas, principalmente a desinfecção, fica muito simplificado.

Algumas publicações dão maior ênfase ao fato de o ácido cianúrico, mesmo em solução diluída nas piscinas, funcionar como um filtro para os raios ultravioleta da luz solar, visto admitirem ser esta propriedade que impede a dissipação do ácido hipocloroso pelos raios ultravioleta e acaba por possibilitar uma redução do consumo de cloro nas piscinas externas em cerca de 75%.

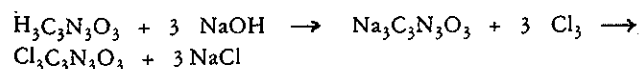
O ácido cianúrico não é consumido na operação normal das piscinas. Há perdas no caso de transbordamento por chuvas, na lavagem dos filtros, borrifo etc. A evaporação da água não acarreta perdas do produto. Assim, em piscinas sem renovação de água, há necessidade de considerável tempo para se observar apreciável redução em sua concentração.

Para estabilizar uma piscina, recomenda-se a concentração mínima do ácido de 25 mg/l e máxima de 100 mg/l. O serviço de Saúde Pública dos Estados Unidos estabelece em 100 mg/l a máxima concentração permissível. Em piscinas com concentração de ácido cianúrico de 25 a 60 mg/l recomenda-se operar com 1,0 mg/l de cloro livre. Se a concentração do ácido estiver de 60-100 mg/l recomenda-se operar com 1,5 mg/l de cloro livre.

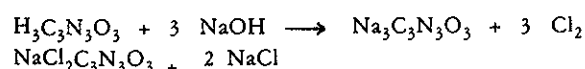
Uma vantagem do emprego do ácido cianúrico é não inviabilizar o emprego do teste da ortotolidina para determinação do cloro residual livre.

CIANURATOS

Os derivados clorados do ácido cianúrico são compostos complexos, brancos, cristalinos, que apresentam um leve odor característico de cloro e quando dissolvidos na água vão liberando ácido hipocloroso e deixam como resíduo o ácido cianúrico. Pelo menos dois desses produtos são fabricados através de uma cloração controlada de sais alcalinos do ácido cianúrico, como mostram as seguintes equações:

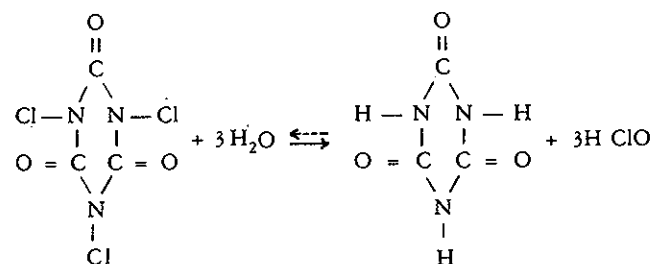


ácido tricloro
(iso)cianúrico



sódio dicloro-
(iso)cianurato

Dos derivados clorados, o ácido tricloro(iso)cianúrico é comercializado no Brasil com o nome de tricloro-s-triazina triona, servindo como um agente de cloração e como estabilizador de cloro, visto deixar como resíduo o ácido cianúrico, conforme a equação que segue:



ácido tricloro
(iso)cianúrico

água

ácido
hipocloroso ácido cianúrico

O consumo constante do ácido hipocloroso faz com que tal reação seja na prática uma reação de um só sentido, ou seja, da formação do ácido cianúrico e ácido hipocloroso, que acaba por ser totalmente consumido. Assim, o uso continuado deste cianurato e de outros, em piscinas sem renovação de água, leva a um acúmulo de ácido cianúrico que pode chegar a concentrações superiores a 100 mg/l. Concentrações superiores a 150 mg/l de ácido cianúrico causam o chamado "bloqueio do cloro", que significa a perda das propriedades de desinfecção do cloro. Há no caso uma tendência do derivado clorado não se hidrolisar. É por este motivo que se deve ter em conta que cada quilograma do ácido tricloro(iso)cianúrico deixa como resíduo aproximadamente 550 g de ácido cianúrico.

Os cianuratos são comprovadamente bons agentes de desinfecção e cada um de seus átomos de cloro com números de oxidação + 1 equivale em termos de cloro disponível a uma molécula de gás cloro, entretanto, em nosso país são muito mais caros que o cloro gás e o hipoclorito de sódio. Estima-se que 1 (um) quilo de ácido hipocloroso produzido a partir do ácido tricloro(iso)cianúrico custe dez e 50 vezes mais que igual quantidade obtida a partir do hipoclorito de sódio e gás cloro, respectivamente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em termos práticos, o ácido cianúrico surge talvez como a mais importante opção para minimizar a dissipação do cloro nas piscinas pelos raios ultravioleta da luz solar. O ácido cianúrico que não é consumido pela operação normal das piscinas, ficando suas perdas por conta de transbordamentos por chuvas, da água descartada na lavagem dos filtros, perdas por borrifos etc., chega a reduzir em até 75% o consumo de cloro, acarretando também apreciáveis reduções nas quantidades de produtos químicos usados no ajuste do pH e do trabalho de manutenção. No entanto, sua maior importância está no campo da saúde pública, pois a experiência tem demonstrado que, ainda com esforço, apenas nas piscinas estabilizadas (contendo o ácido cianúrico) consegue-se manter por todo tempo os teores de cloro dentro dos níveis recomendados.

O uso de cianuratos, que deixam como resíduo o ácido cianúrico, caso seja contínuo acaba por elevar a concentração do ácido acima de 150 mg/l nas piscinas sem renovação de água, podendo causar o chamado "bloqueio do cloro". Isto significa a perda das propriedades de desinfecção do cloro. Nestas condições, enquanto não for popularizado no país o teste para avaliação da concentração do ácido cianúrico (baseado no emprego de melamina) o emprego dos cianuratos deve ser prudente.

REFERÊNCIAS

- 1 — FAUST, J. Phillip & WALDVOGEL, Robert. *Water book para profissionais em piscinas*. Connecticut Olin Chemicals, s.d.
- 2 — LINDA, F. & HOLLENBACH, R.C. The bactericidal efficacy of cyanurates arreview. *Journal of Environmental Health*, Denver, 40(6): 325-329, May/June — 1978
- 3 — MARICOPA COUNTY HEALTH DEPARTMENT, Phoenix. *Swimming pool operator's handbook*. 2 ed. Phoenix, Maricopa County Dept. 1972, 76 p.
- 4 — MONTEIRO, Celso Eufrásio. *Piscinas — Manutenção e Tratamento da Água*. São Paulo, CETESB/ASCETESB, 1984, 80 p.
- 5 — SUNSET: *Swimming Pools*. Menlo Park California, Lane Books, 1972, 66-83 p.
- 6 — WHITE, Clifford. *Handbook of Chlorination*. New York. Van Nostrand Reinhold Co.; 1972, 466-526 p.

REMOÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO POR FILTRO DE SOLO

Iraci da Silva Leme Monteiro¹
José Arnaldo Gomes²
José Claudio de Moraes³
José Roberto Costa²
Aldo Gallacci Filho³

RESUMO — O presente trabalho apresenta os resultados de remoção de sulfeto de hidrogênio (H_2S) de uma corrente gasosa proveniente de um biodigestor de vinhaça, que passa através de um filtro de solo em diferentes tempos de detenção. Várias modificações no sistema e na operação do filtro foram introduzidas ao longo do estudo, tendo-se chegado a uma condição satisfatória onde concentrações de até 16,70 mg/l de H_2S foram totalmente removidas em um tempo de detenção de 86,7 segundos. Nas condições do ensaio não foi possível detectar a degradação biológica do H_2S .

Palavras-chave: poluição do ar, remoção, controle da poluição do ar, usos do solo, desodorização, filtração do ar, poluição ambiental, filtração.

ABSTRACT — This paper presents results obtained by removing hydrogen sulphide (H_2S) from a stillage biodigester gas stream passing through a soil filter at different detention times. Several modifications in the system and in the operation conditions were introduced along the development of the study, leading to a satisfactory condition which completely removed H_2S concentrations of up to 16,70 mg/l, in a 86,7 seconds detention time. Biological degradation could not be detected under these test conditions.

Key words: air pollution, removal, air pollution control, soil uses, deodoriferous, air filtration, environmental pollution, filtration.

INTRODUÇÃO

A utilização de filtros de solo e compostos utilizados para desodorização de corrente de ar vem sendo preconizada há muitos anos por diversos autores.

Com base no princípio natural de que os produtos gasosos da decomposição da matéria orgânica enterrada são frequentemente oxidados na superfície do solo, foram projetados sistemas de desodorização biológica, onde o gás contaminado é coletado e passado através de um leito de solo ou coluna recheada de solo. Com a passagem de gás através do leito ou das colunas, o solo o absorve e os microrganismos oxidam os gases de origem orgânica, tais como H_2S , SO_2 , NH_3 , NO e outros contaminantes.

Segundo Bohn (1), os filtros de solo são adaptados a larga faixa de contaminantes de ar e podem ser utilizados para remover baixas concentrações não retiradas pelas técnicas físico-químicas convencionais.

FORMULAÇÃO DO PROBLEMA

É comum admitir-se que o biogás obtido por fermentação anaeróbia contém, além da mistura CH_4/CO_2 , traços de H_2S . É evidente que essas misturas são suscetíveis a variações proporcionais grandes, dependendo do despejo a ser tratado. Todavia,

mesmo em pequenas proporções, o H_2S é um composto altamente indesejável numa corrente gasosa pelas seguintes razões:

Toxicidade: além do odor fortemente desagradável, a toxicidade do produto é inquestionável. Uma concentração superior a 700 ppm é rapidamente mortal. Além disso, um escape de elevadas concentrações de H_2S no biogás não pode ser detectado, pois ele provoca anestesia das mucosas, impedindo que o odor seja sentido. Existe, portanto, um real perigo para as fortes concentrações;

Corrosão: geralmente os materiais utilizados classicamente nas instalações para gases não são suscetíveis à utilização com um biogás bruto contendo H_2S . As canalizações de aço são lentamente atacadas, particularmente nos lugares onde a condensação de água se acumula. Os metais cuprosos reagem com o H_2S . Certos motores térmicos são sujeitos à corrosão se o carburante contiver H_2S .

A estocagem sob pressão de um gás contendo sulfeto de hidrogênio não pode ser feita em recipientes-padrão. Por motivo de segurança (corrosão do aço sob pressão), em alguns países as concentrações máximas de H_2S num gás a ser comprimido a 250 bars devem ser as seguintes:

- tomada de amostra instantânea: 15 mg/Nm³ e 12 mg/Nm³ para períodos superiores a oito horas;
- tomada de amostra média em oito dias: 7 mg/Nm³;

Poluição: a combustão de um biogás bruto produz fumaças contendo SO_2 prejudiciais ao ambiente animal e vegetal. A valorização do biogás passa, em certos casos, pela sua depuração em H_2S .

A remoção de baixas concentrações de gases poluidores de correntes gasosas é difícil e cara. Essas técnicas incluem lavagem

¹Biólogo da CETESB
²Engenheiros da CETESB
³Analistas da CETESB

(com ou sem permanganato, hipoclorito ou iodo), queimadores ou adsorção por carvão ativado. Essas técnicas geralmente requerem altos custos, poluem a água de lavagem e algumas somente concentram, ao invés de remover poluentes.

Os filtros de solo ou composto orgânico controlam o odor com sucesso em vários países da Europa, apresentando poucos dos problemas descritos acima.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para satisfazer aos imperativos de simplicidade das pequenas estações foi testado um reator em escala de laboratório, recheado com solo de jardim, através do qual foi passada uma corrente de gás. O gás utilizado para os ensaios era proveniente de um biodigestor anaeróbio de vinhaça e apresentava concentrações variáveis em H_2S . A unidade experimental era composta, basicamente, de uma coluna de acrílico com entrada de gases na parte inferior, recheada com solo de jardim, pedregulho e areia (Figura 1).

A coluna de acrílico utilizada tinha uma altura total de 71 cm, diâmetro de 8,5 cm e volume total de 4 l. A entrada do fluxo de gás era feita na sua parte inferior e a amostragem de saída na lateral superior.

O fluxo de gás de saída do biodigestor era transferido para um recipiente e bombeado para dentro da coluna misturado com ar por uma bomba de aeração normalmente utilizada em aquário.

A coluna foi recheada da seguinte forma (de baixo para cima):

- uma camada de pedregulho;
- uma camada de areia;
- uma camada de solo de jardim.

A camada de pedregulho e areia funciona como camada de difusão e a camada de solo como reator propriamente dito. Para determinação do volume do reator foi necessário definir os espaços vazios na camada de solo. Isso foi efetuado pelo preenchimento da coluna com água pela sua entrada inferior, até atingir o nível superior da camada de solo, subtraindo-se o volume gasto para encher a camada de difusão. O espaço vazio dessa camada foi estabelecido, em separado, pelo deslocamento de água provocado pela imersão das mesmas quantidades de pedregulho e areia contidas na coluna, em uma proveta graduada. Descontando-se o volume utilizado no preenchimento da camada de difusão do total de água drenada da coluna, obteve-se o espaço vazio da camada de solo, que se admitiu corresponder ao volume do reator propriamente dito.

O tempo de detenção do gás na coluna foi calculado pela razão entre o volume do reator/vazão de gás utilizada no experimento. Os solos utilizados foram coletados a uma profundidade de 15 cm em terrenos férteis e peneirados em aparelho de "granulost" de malha de 2 mm, para homogeneização dos grãos, separação de pedras, folhas etc. O acompanhamento da eficiência da coluna na remoção de H_2S foi efetuado através de análise química e de cromatografia em fase gasosa.

A análise química de H_2S foi adaptada a partir da análise de sulfetos em água utilizada na CETESB. Foi realizada pela coleta do gás borbulhado em frasco lavador contendo uma solução de 5 ml de acetato de zinco, 2 N e 100 ml de água destilada, durante um tempo variável (1 a 3 min). Imediatamente após o borbulhamento, uma solução de iodo 0,025 N foi acrescentada ao frasco lavador até persistir a coloração amarelo-castanho, anotando-se o volume de iodo gasto. Para fixação do iodo adicionou-se 5 ml de HCl 50% em volume e titulou-se com $Na_2S_2O_3$ a 0,025 N até se obter uma coloração amarelo-claro. Posteriormente, adicionou-se o amido como indicador, até que a coloração azul intensa fosse obtida. Continuou-se a titulação com tiosulfato até o ponto de viragem incolor. O cálculo foi efetuado segundo a equação:

$$\text{mg/l de } S^{-4} \times 4 \times (\text{ml iodo} \times \text{fator de correção do iodo}) - (\text{ml } Na_2S_2O_3 \times \text{fator de correção do } Na_2S_2O_3)$$

A análise cromatográfica foi realizada da seguinte forma: a amostra foi coletada com microseringa e injetada num cromatógrafo a gás modelo CG-500 com detector de condutividade térmica a 140°C. As colunas utilizadas foram: Cromossorb 102 e Peneira Molecular S.A., aquecidas a 95°C.

O sistema de vaporização da amostra foi aquecido a 120°C e o volume de amostra injetado foi de 200 μ l. O cálculo utilizado foi o de percentagem por volume.

Os experimentos foram realizados pela passagem a diferentes vazões de um fluxo ascendente de gás através da coluna de solo, utilizando-se uma bomba de aeração normalmente utilizada em aquários. O recheio foi trocado três vezes e algumas modificações operacionais foram introduzidas ao longo do estudo.

DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL

Ensaio 1: O primeiro ensaio foi efetuado com o objetivo de testar a coluna com o recheio e verificar os possíveis problemas operacionais. Teve caráter mais qualitativo do que quantitativo.

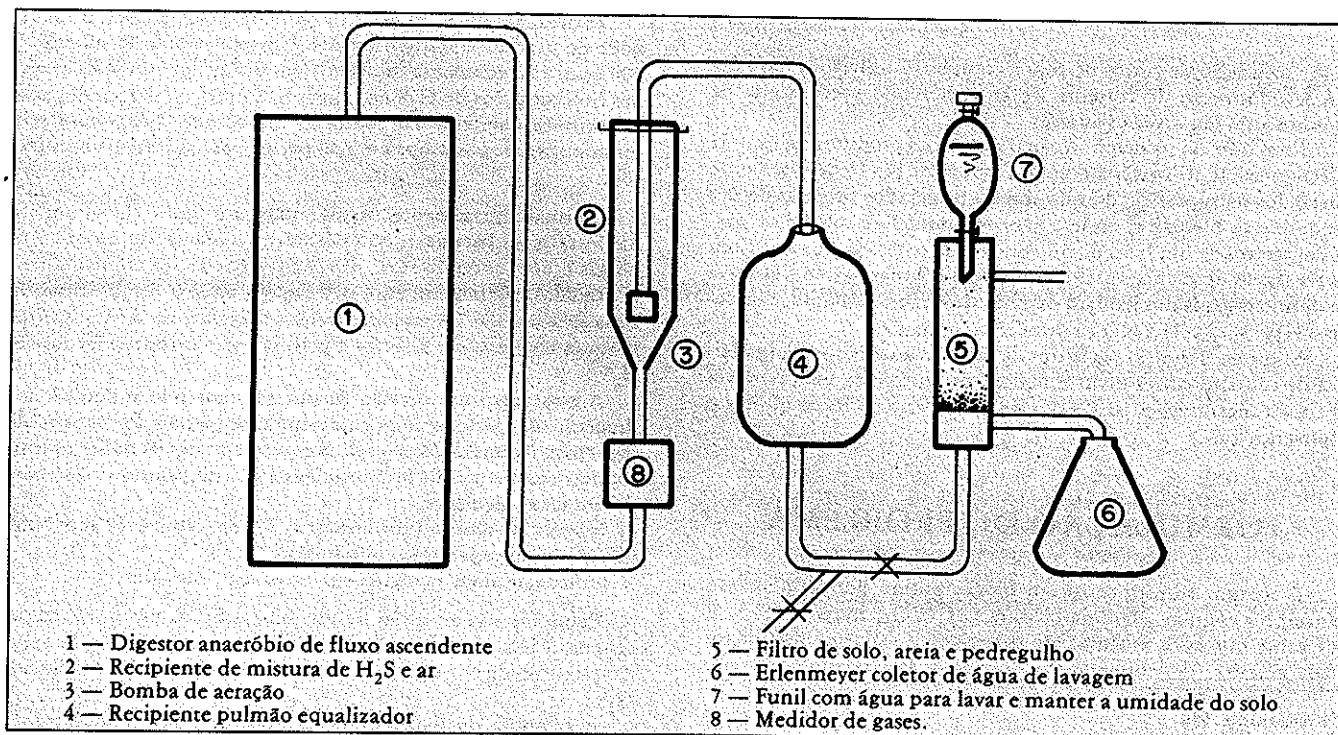


FIGURA 1 — Esquema básico do sistema utilizado na remoção de H_2S .

A coluna foi preparada conforme descrito anteriormente, com:

- camada de pedregulho;
- camada de areia;
- camada de solo, proveniente da ETE de Vila Leopoldina, com 31 cm de altura.

A vazão de gás foi de 1.000 ml/min, controlada por um rotâmetro e a coluna foi umedecida com bastante água. Foram feitas tomadas de amostra na entrada e na saída da coluna e analisada a concentração de H₂S através de análise química e algumas análises cromatográficas. O gás foi passado através da coluna continuamente durante dois meses.

Ensaio 2: A coluna foi preparada com:

- camada de pedregulho;
- camada de areia;
- camada de solo, proveniente da praça Roquete Pinto (Caxingui).

A camada de pedregulho, juntamente com a de areia, perfazia uma altura de 9 cm. A camada de solo tinha 31 cm de altura.

O volume do reator (espaços vazios na camada de solo) foi determinado experimentalmente conforme descrito anteriormente. O volume total de água gasto para preencher a coluna foi de 400 ml. Subtraindo-se 340 ml referentes à água da camada de difusão e do reservatório, o volume final do reator foi de 60 ml. Com esse recheio foram utilizadas duas vazões: 1.000 ml de gás/min e posteriormente 120 ml de gás/min. O tempo de detenção foi calculado pela razão entre volume do reator/vazão de gás e foi respectivamente de 3,6 e 30 seg.

A umidade da coluna foi mantida em torno de 30%, conforme recomendação de fonte bibliográfica (1). Foram feitas análises químicas e algumas cromatográficas de H₂S. Os resultados obtidos serão enunciados a título de informação, mas não serão considerados na discussão dos resultados por terem apresentado uma grande dispersão. O gás foi passado através da coluna continuamente durante aproximadamente um mês e meio com um tempo de detenção de 3,6 seg e durante um mês com um tempo de detenção de 30 seg.

Ensaio 3: A coluna foi recheada com:

- 250 ml de pedra, h = 3,5 cm;
- 250 ml de areia, h = 4,5 cm;
- 43 cm de solo da praça Roquete Pinto, Caxingui.

O volume total da coluna foi de 530 ml, subtraindo-se o volume da camada de difusão e do reservatório, chegou-se ao volume do reator de 1534 ml. A vazão de gás utilizada foi de 105,88 ml/min. O tempo de detenção do gás na camada de solo foi de 86,7 seg. A umidade da coluna foi mantida em torno de 30% e não houve necessidade de se juntar água, pois o reator era fechado na sua parte superior e mantinha a umidade constante. No sistema de operação foi colocado — entre o reator e a bomba de aeração — um tanque-pulmão, que funcionava como tanque de equalização, para evitar as variações bruscas de concentração de H₂S.

Nestas condições de vazão e tempo de detenção, o ensaio 3 foi dividido em duas partes: com o solo *in natura*, isto é, contendo toda a flora microbiana nativa; com solo esterilizado a seco em estufa a 170°C durante três horas.

O gás foi passado através da coluna continuamente durante dois meses na primeira fase (solo *in natura*) e durante 17 dias na

segunda fase, nas mesmas condições de vazão e tempo de detenção. Após esse tempo a vazão de gás foi ligeiramente aumentada para 150 ml de gás/min, e um tempo de detenção de 61,2 seg. O reator foi operado nesse regime durante três meses. O ensaio foi acompanhado através de cromatografia gasosa e a caracterização microbiológica do solo foi feita antes e depois da passagem do gás. Para se certificar da eficiência da esterilização do recheio foi feito um teste de esterilidade.

Resultados

Os resultados obtidos nos ensaios 1, 2 e 3 estão tabulados, sem ordem cronológica, separados por ordem de grandeza de 5 em 5 mg de H₂S por litro de gás nas Tabelas 1 a 9. Entradas de H₂S superiores a 20 mg/l não foram consideradas, por fugirem ao escopo do estudo. As análises microbiológicas estão apresentadas nas Tabelas 10 e 11.

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Ensaio 1: No primeiro ensaio pôde-se verificar as dificuldades com a operação, a amostragem, a variação da produção de H₂S etc. Foi tentada a adaptação para gases da análise química de H₂S utilizada pela CETESB para água. Foram feitas modificações na técnica de amostragem, quando do borbulhamento do gás na solução de acetato de zinco, por causa da intensa formação de espuma no frasco lavador. Para isso, a vazão foi diminuída na hora da coleta e os pontos de coleta alterados. Os resultados da análise química de H₂S variaram muito e se afastaram bastante dos poucos resultados obtidos por análise cromatográfica.

Ensaio 2: Neste ensaio determinou-se experimentalmente o volume do reator; foi fixada a umidade da camada de solo em torno de 30% e verificado que, pelo fato de a coluna ser fechada na parte superior, a umidade se mantinha, não sendo necessária a adição de água. Conforme pode ser observado nas Tabelas 3 a 6, muitos resultados negativos foram obtidos, isto é, concentração de H₂S na saída da coluna maior que na entrada. Para minorar essa ocorrência, para cada análise química de H₂S da saída da coluna foram tomadas duas amostras de entrada. Portanto, cada resultado de entrada das Tabelas 3 a 6 é uma média de dois resultados. Verificou-se que a torneira que desviava o fluxo de gás da coluna para a saída da amostragem demorava alguns segundos para começar a borbulhar. Assim, ela foi trocada por outra mais sensível, que permitia o pronto borbulhamento. Apesar dos esforços, verificou-se que a análise química de gás não apresentou bons resultados para H₂S.

Ensaio 3: Este foi conduzido praticamente da mesma forma que os anteriores, somente tendo sido introduzido um recipiente equalizador entre a bomba de membrana (aerador de aquário) e a entrada da coluna. Como pode ser verificado nas Tabelas 7 a 9, realmente os picos de produção de H₂S foram amortecidos. Coincidentemente, o biodigestor diminuiu bastante a produção de H₂S, isto em função da diminuição da quantidade de sulfato no resíduo tratado por esse processo. Durante esse ensaio contou-se com acompanhamento cromatográfico para análise de H₂S durante todo o período. Conforme pode ser verificado, com o solo *in natura* para um tempo de detenção de 86,7 seg., concentrações de até 16,70 mg de H₂S por litro de gás foram removidas completamente.

A caracterização microbiológica do solo, conforme pode ser verificado na Tabela 10, apresentava uma boa diversidade de gêneros. As bactérias pesquisadas envolvidas no ciclo do enxofre

TABELA 1 — Resultados de análise química de H₂S (em mg/l) — Ensaio 1.

Classes de entrada	Entrada			Saída			Eficiência %	Nº de análises
	Média	Desvio padrão	Faixa de variação	Média	Desvio padrão	Faixa de variação		
0,1 a 5,0	2,31	1,03	1,58 a 3,03	0,80	0,23	0,64 a 0,96	65,4	2
5,1 a 10,0	8,63	1,35	5,58 a 10,02	3,83	2,17	0,44 a 8,78	55,6	17
10,1 a 15,0	12,86	1,43	10,22 a 14,66	6,11	2,99	2,82 a 11,81	52,5	19
15,1 a 20,0	16,83	1,11	15,08 a 19,07	8,02	3,49	0,66 a 15,86	52,3	16

TABELA 2 — Resultados de análise cromatográfica de H₂S (em mg/l) — Ensaio 1.

Classes de entrada	ENTRADA			SAÍDA			Eficiência %	n.º de análises
	média	desvio padrão	faixa de variação	média	desvio padrão	faixa de variação		
0,1 a 5,0	3,42	0,76	3,04 a 4,55	1,52	1,24	0,00 a 3,04	55,6	4
5,1 a 10,0	7,21	1,07	6,07 a 9,11	2,85	2,21	0,00 a 6,07	60,5	8
10,1 a 15,0	11,93	1,62	10,63 a 13,66	10,19	2,87	7,59 a 15,18	14,6	7
15,1 a 20,0	17,07	1,76	15,18 a 18,21	14,23	2,68	10,63 a 19,73	16,6	8

TABELA 3 — Resultados de análise química de H₂S (em mg/l) — Ensaio 2 — Tempo de detenção = 3,6 seg.

Classes de entrada	ENTRADA			SAÍDA			Eficiência %	n.º de análises
	média	desvio padrão	faixa de variação	média	desvio padrão	faixa de variação		
0,1 a 5,0	—	—	—	—	—	—	—	—
5,1 a 10,0	8,79	1,33	7,50 a 10,01	2,52	2,42	0,55 a 5,97	71,3	4
10,1 a 15,0	12,11	1,73	10,14 a 14,53	4,91	4,68	2,12 a 14,28	59,5	6
15,1 a 20,0	18,06	1,78	15,52 a 19,66	10,80	4,28	4,28 a 14,94	40,2	7

TABELA 4 — Resultados de análise cromatográfica de H₂S (em mg/l) — Ensaio 2 — Tempo de detenção = 3,6 seg.

Classes de entrada	ENTRADA			SAÍDA			Eficiência %	n.º de análises
	média	desvio padrão	faixa de variação	média	desvio padrão	faixa de variação		
0,1 a 5,0	—	—	—	—	—	—	—	—
5,1 a 10,0	—	—	—	—	—	—	—	—
10,1 a 15,0	11,13	0,87	10,63 a 12,14	8,10	5,75	1,52 a 12,14	27,2	3
15,1 a 20,0	18,21	1,52	16,70 a 19,73	12,10	6,23	4,55 a 16,70	33,6	5

TABELA 5 — Resultados de análise química de H₂S (em mg/l) — Ensaio 2 — Tempo de detenção = 30 seg.

Classes de entrada	ENTRADA			SAÍDA			Eficiência %	n.º de análises
	média	desvio padrão	faixa de variação	média	desvio padrão	faixa de variação		
0,1 a 5,0	—	—	—	—	—	—	—	—
5,1 a 10,0	8,11	1,49	5,45 a 9,89	7,59	3,14	2,40 a 15,04	6,4	13
10,1 a 15,0	12,17	1,54	10,02 a 14,82	10,95	6,34	3,09 a 24,25	10,0	15
15,1 a 20,0	16,84	0,27	16,65 a 17,03	6,26	7,24	1,14 a 11,38	62,8	2

TABELA 6 — Resultados de análise cromatográfica de H₂S (em mg/l) — Ensaio 2 — Tempo de detenção = 30 seg.

Classes de entrada	ENTRADA			SAÍDA			Eficiência %	n.º de análises
	média	desvio padrão	faixa de variação	média	desvio padrão	faixa de variação		
0,1 a 5,0	—	—	—	—	—	—	—	—
5,1 a 10,0	7,85	4,04	7,59 a 9,11	4,56	4,29	1,52 a 7,59	41,9	2
10,1 a 15,0	12,90	1,07	12,14 a 13,66	3,04	2,14	1,52 a 4,55	76,4	2
15,1 a 20,0	—	—	—	—	—	—	—	—

TABELA 7 — Resultados de análise cromatográfica de H₂S (em mg/l) — Ensaio 3, solo *in natura* — tempo de detenção = 86,7 seg.

Classes de entrada	ENTRADA			SAÍDA			Eficiência %	n.º de análises
	média	desvio padrão	faixa de variação	média	desvio padrão	faixa de variação		
0,1 a 5,0	4,17	0,94	1,52 a 4,55	zero	—	—	99,9	12
5,1 a 10,0	7,16	1,05	6,07 a 10,63	zero	—	—	99,9	60
10,1 a 15,0	11,59	1,59	9,11 a 13,66	zero	—	—	99,9	22
15,1 a 20,0	15,83	0,81	15,18 a 16,70	zero	—	—	99,9	7

TABELA 8 — Resultados de análise cromatográfica de H₂S (em mg/l) — Ensaio 3, solo esterilizado — tempo de detenção = 86,7 seg.

Classes de entrada	ENTRADA			SAÍDA			Eficiência %	n.º de análises
	média	desvio padrão	faixa de variação	média	desvio padrão	faixa de variação		
0,1 a 5,0	3,47	1,14	1,52 a 4,55	zero	—	—	99,9	7
5,1 a 10,0	7,42	1,21	6,07 a 9,11	zero	—	—	99,9	35
10,1 a 15,0	10,63	0,00	10,63	zero	—	—	99,9	4
15,1 a 20,0	—	—	—	—	—	—	—	—

TABELA 9 — Resultados de análise cromatográfica de H₂S (em mg/l) — Ensaio 3, solo esterilizado — tempo de detenção = 61,2 seg.

Classes de entrada	ENTRADA			SAÍDA			Eficiência %	n.º de análises
	média	desvio padrão	faixa de variação	média	desvio padrão	faixa de variação		
0,1 a 5,0	2,88	1,03	1,52 a 4,55	zero	—	—	99,9	56
5,1 a 10,0	7,84	1,38	4,55 a 9,11	2,42	2,39	0,00 a 7,59	69,1	42
10,1 a 15,0	10,63	0,00	10,63	5,95	2,05	3,04 a 7,59	44,0	5
15,1 a 20,0	—	—	—	—	—	—	—	—

TABELA 10 — Resultados de análise bacteriológica do recheio da coluna no ensaio 3, com solo *in natura*, antes e depois da passagem de gás, para um tempo de detenção de 1,45 min.

Determinação	Antes da passagem-gás		Depois da passagem-gás	
	NMP/g peso seco	N.º colônias/g peso seco	NMP/g peso seco	N.º colônias/g peso seco
Fixadores aeróbios	6,2 x 10 ⁵		6,2 x 10 ⁴	
Fixadores anaeróbios	6,2 x 10 ³		1,3 x 10 ³	
Proteolíticos	3,3 x 10 ⁴		6,2 x 10 ⁴	
Amonificantes	3,3 x 10 ⁵		6,2 x 10 ⁴	
Nitrificantes (conversão de amônia a nitrito)	331		33	
Nitrificantes (conversão de nitrito a nitrato)	331		331	
Denitrificantes	3,3 x 10 ⁴		2,1	
Amilolíticos	3,3 x 10 ⁵		1,3 x 10 ³	
Hemicelulolíticos	<4,3		<4,3	
Celulolíticos aeróbios	4,3		62	
Celulolíticos anaeróbios	56		1,3 x 10 ³	
Bact. Red. do Sulfato	331		7,2 x 10 ³	
<i>Thiobacillus</i> sp	3,2 x 10 ³		1,1 x 10 ⁵	
Contagem de fungos		320		215
Contagem de actinomicetos		<2,9		2,0 x 10 ⁴
Contagem de bactérias heterotróficas em placa		5,6 x 10 ⁴		2,1 x 10 ⁵

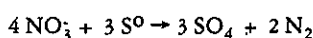
Peso seco = 69,4%

TABELA 11 — Resultado do teste de esterilidade do recheio da coluna utilizado no ensaio 3.

Procedência	Contagem de bactérias heterotróficas em placas-UFC*
Recheio da coluna estéril	Ausentes

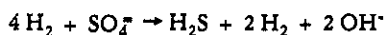
*UFC — Unidade Formadora de Colônia

efetivamente aumentaram, sendo que as bactérias redutoras do sulfato tiveram um aumento da ordem de 22 vezes e os *Thiobacillus* sp da ordem de 34 vezes. Algumas espécies de *Thiobacillus* sp podem oxidar H₂S, e outros compostos reduzidos de enxofre têm baixas tolerâncias a ácidos, depositam enxofre elementar, além de gerar H₂SO₄ em oxidações posteriores. Outras espécies produzem sulfato a partir da oxidação de enxofre elementar e outros compostos inorgânicos de enxofre. Outros ainda obtêm sua energia exclusivamente a partir da oxidação de enxofre inorgânico e seu carbono a partir da redução de CO₂. A maioria dos *Thiobacillus* é composta de aeróbios obrigatórios que requerem oxigênio para a oxidação de compostos inorgânicos de enxofre. Todavia, uma espécie desse gênero pode utilizar íon nitrato como acceptor de elétron na oxidação de compostos de enxofre inorgânicos, como por exemplo, na seguinte reação:



Uma variedade de outros microrganismos heterotróficos oxidam enxofre inorgânico a sulfato ou tiosulfato, mas aparentemente não obtêm energia dessa transformação.

As bactérias redutoras do sulfato são hábeis em utilizar sulfato como acceptor terminal de elétron na respiração anaeróbica. O aumento desse grupo de bactéria indica que houve a elevação da quantidade de sulfato no leito de solo e que lá existem regiões anóxicas, uma vez que a redução do sulfato é inibida pela presença de oxigênio. A redução do sulfato resulta na produção de H₂S, de acordo com a seguinte fórmula:



No teste com o solo estéril foi possível se verificar a adsorção do H₂S na coluna de solo. Na observação visual da coluna percebeu-se o escurecimento (preto acinzentado) nos primeiros 10 cm da camada de solo. No restante, a coloração manteve-se inalterada.

CONCLUSÕES

O filtro de solo remove substancialmente o H₂S de um fluxo de gás em concentrações de até 16,70 mg H₂S/l, nas condições de ensaio.

Verificou-se que a adsorção é um importante componente na remoção de H₂S de um fluxo de gás.

A remoção biológica não pôde ser verificada nas condições do ensaio até a concentração testada, com solo "in natura" e estéril, de 10,63 mg H₂S/l. Concentrações superiores a 10,63 mg H₂S/l até 16,70 mg H₂S/l, que foram totalmente removidas com solo "in natura" a uma vazão correspondente a um tempo de detenção de 1,05 min, não puderam ser retidas com solo estéril.

Um aumento da ordem de 34 e 22 vezes do grupo bactérias do ciclo do enxofre pesquisadas, respectivamente *Thiobacillus* sp e Redutoras do Sulfato, foi efetivamente verificado após a passagem do gás através da coluna.

A operação do sistema na escla realizada demonstrou ser bastante simples e o equipamento requerido para sua montagem foi de custo bastante reduzido.

A análise química do H₂S para acompanhamento dos ensaios, apesar de inúmeras tentativas, não apresentou resultados satisfatórios, quando comparado à análise cromatográfica.

RECOMENDAÇÕES

Seria altamente interessante a continuidade do presente estudo, tendo em vista os resultados obtidos, especialmente se fosse executado com uma fonte controlável de H₂S, para que se pudes-

se quantificar o componente físico da remoção de H₂S. Assim, seria possível estudar técnicas de inoculação, seleção de cepas, reatores modulares, recheios com maior superfície de contato e outros recursos passíveis de serem introduzidos no estudo com o objetivo de otimizar o desempenho do sistema, que efetivamente cumpriu seus objetivos na escala testada.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Técnico Químico Roberto Cavalheiro Martins e ao Consultor Engenheiro Boris Schneiderman pela valiosa colaboração prestada.

REFERÊNCIAS

- 1 — BOHN, H. *Soil and Compost Filters for Malodorous Gases*. J. Air Pollut. Control Assoc. 25 (953), 1975.
- 2 — CARLSON, D.A. & LEISER, C.P. *Soil Beds for the Control of Sewage Odors*. J. Water Poll. Control. Fed., 38 (829), 1966.
- 3 — CHAO, T.T. et al. *Soil Constituents and Properties in the Adsorption of Sulfate Ions* Soil Science, February, 276.
- 4 — COOPER, D.E. et al. *Sulfide Reduction in Fellingmongery Effluent by Red Sulfur Bacteria*. J. Water Pool. Control., Vol. 47 (8) 2088, 1975.
- 5 — CREATE. *Elimination de L'Hydrogene Sulfure des Gas Digestion* Centre des Recherches et d'Essais Appliqués Aux Techniques de L'Eau. Etude Réalisée par Shell Recherche, 1985.
- 6 — KIRCHNER, K. et al. *Biodegradation of Organic Waste Gas Pollutants with Bacterial Suspensions*. Biotechnology Letters, Vol. 3 (10) 567, 1981.
- 7 — KOBAYASHI, A.R. et al. *Use of Photosynthetic Bacteria for Hydrogen Sulfide Removal from Anaerobic Waste Treatment Effluent*. Water Research, 17, 579, 1983.
- 8 — MATHEWS, P. J. & BOON, A.G. *Odour Nuisance in Sewage and Treatment Systems: Problems and Control*. Water Pollution Control, 79, 248, 1978.
- 9 — PARKER, C.D. & PRISK, J. *The Oxidation of Inorganic Compounds of Sulphur by Various Sulphur Bacteria*. J. Gen. Microbiol. 8, 344, 1953.
- 10 — POMEROY, R.D. *Deodorizing of Gas Streams by the Use of Microbiologicals Growths*. U.S. Patent 2, 793, 096, May 21, 1957.
- 11 — POMEROY, R.D. *Controlling Sewage Plant Odors*. Consult. Eng. 20 (101), 1963.
- 12 — POMEROY, R.D. & CRUSE, H. *Hydrogen Sulfide Odor Threshold*. J. Amerc. Water Word Assoc., 61 (677), 1969.
- 13 — POMEROY, R.D. *Biological Treatment of Odorous Air*. J. Water Poll. Control. Fed., 54 (12) 1541, 1982.
- 14 — RANDS, M.B. et al. *Compost Filters for H₂S Removal from Anaerobic Digestion and Rendering Exhausts*. J. Water Poll. Control. Fed., Vol. 53 (2) 185, 1981.
- 15 — RITTMAN, B.E. & McCarty, P.L. *Variable Order Model of Bacterial Film Kinetics*. J. Environ. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 104, 889, 1978.
- 16 — SLETTEN, O. & SINGER, R.H. *Sulphur Bacteria in Red Lagoons*. J. Water Pol. Control Fed., Vol. 43 (10) 2118, 1971.
- 17 — SMITH, K.A. et al. *Sortion of Gaseous Atmospheric Pollutants by Soils*. Soil Sci., 116 (313), 1973.
- 18 — WARREN, G.A. *Designing for Odor Control*. Biocycle, May/June, 32, 1983.
- 19 — WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Hydrogen Sulfide*. Environmental Health Criteria, 19, 1981.

IMPLICAÇÕES DA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL

Celina F. Bragança Rosa Claudio¹

RESUMO — Este artigo procura, através da dimensão analítica do controle ambiental e sua gestão, focar o meio ambiente por meio de abordagens metodológicas da avaliação de impactos ambientais. Aponta a variável sócio-econômica, além da biofísica, como componente pouco estudado numa avaliação de impacto de atividade humana ao meio ambiente. A pertinência desta consideração se deve à recente resolução do Conama — Conselho Nacional do Meio Ambiente, determinando que a aprovação de projeto que modifique o meio ambiente dependa da elaboração de estudo de impacto ambiental e respectivo Rima — Relatório de Impacto sobre o Meio Ambiente. Surge então o compromisso quanto ao atendimento e à execução adequados desta prática pelos órgãos públicos ambientais. Evidenciam-se uma preocupação contundente e um interesse potencial na geração de debate quanto às prioridades políticas e à institucionalização a níveis nacional e estadual da realização e atendimento dos Rimas.

Palavras-chave: avaliação de impacto ambiental, impacto ambiental, Rima, componente social.

ABSTRACT — By means of an analytical evaluation of the environmental control and the management of it, this article attempts at studying the environment through methodological approaches of environmental impacts. It discusses both socio-economical and bio-physical variables, as poorly studied components, in the evaluation of the impact of human activities on the environment. The relevance of this matter arises from a resolution passed by Conama — National Council for the Environment, resolving that the approval of a project that interferes in the environment requires an assessment of the environmental impact, called "Rima". Therefore, the environmental protection agencies now have to enforce this resolution. There is a serious concern and a potential interest in carrying out a discussion regarding the political priorities and in the institution of Rimas at state and national levels.

Key words: environmental impact evaluation, environmental impact, social component.

INTRODUÇÃO

A palavra "ambiente" tem sua origem no verbo latino *Ambio*, que significa dar voltas, ir de uma parte a outra. No entanto, quando se trata do ser humano, há algo mais que ir e vir, respirar o ar, comer frutos e talhar pedras. É também sonhar e projetar possíveis transformações nesse ambiente e realizar criativamente alguns deles, para viver como indivíduo e comunitariamente dentro do espaço assim criado.

Não se pode esquecer que o ser humano faz parte do ecossistema e de sua dinâmica e, quando atua sobre ele, decide sobre algumas opções evolutivas que considera mais úteis, aproveitando suas possibilidades inerentes. Certamente, certas modificações introduzidas pelo homem têm maior utilidade social que na sua forma primitiva, mas quando essas transformações do meio foram realizadas à custa da destruição ou descaracterização de elementos e qualidades do meio ambiente natural, tem-se que — para o resto do ecossistema, excluído o homem — os efeitos daquelas realizações e atividades humanas são desfavoráveis e representam alguns danos que podem ser chamados de ecológicos. Se tais prejuízos sugerem custos líquidos para a sociedade, isso só se pode conhecer através de uma cuidadosa análise e de uma correta avaliação sócio-econômica, tratada mais adiante.

A degradação do meio ambiente por obra do homem leva à reflexão sobre o agravamento da relação entre vida humana e o meio físico existente. O meio ambiente é, a um só tempo, um meio e um sistema de relações. Os momentos reais que estão integrados no mundo próprio do grupo humano constituem-se dos

meios físico-químico, biológico e social. Observa-se que uma unidade não se repete dentro dessa dinâmica biogeofísica e histórico-social humana, pois o conhecimento ecológico não deve ser apenas a justaposição de índices, mas um sistema de noções e dados obtidos em torno da organização de um centro integrado. A avaliação de impacto ambiental é, dessa forma, fundamentalmente entendida como uma avaliação dos efeitos produzidos pelas alterações que se apresentem sobre a saúde e bem-estar do homem, como consequência de levar ao término determinado projeto ou plano. A avaliação de impactos ambientais (AIA) tem como objetivo prevenir e minimizar as alterações que podem ocorrer diante da localização de um projeto ou atividade determinada, pois o estudo é essencialmente um instrumento de previsão.

DESENVOLVIMENTO LEGAL E A RESOLUÇÃO CONAMA

A necessidade do estudo de impacto ambiental é reconhecida claramente na análise de desastres e consequências de degradação ambiental, que ocorrem devido à falta de critério, de respeito ou integração no seu entorno imediato, conduzindo à perda de caráter e à deterioração da paisagem. A AIA veio forçosamente como um instrumento para a implementação da política nacional do meio ambiente, desde agosto de 1981. Vem-se elaborando a partir daí a proposta para sua aplicação efetiva até a recente Resolução Conama 001/86. A realização do estudo de impacto ambiental e respectivo relatório, ou Rima, que vem a ser a versão resumida, encontra-se regulamentada a nível federal pela citada resolução, que fixa critérios e diretrizes gerais.

Surgem então alguns pontos de debate quanto às dificuldades

¹Arquiteta da CETESB, Mestre em Arquitetura e Urbanismo, Pós-graduada em Gerenciamento e Proteção Ambiental pela Universidade Técnica de Dresden, RDA.

e dúvidas no atendimento e cumprimento das determinações contidas naquela resolução.

Em encontro realizado na Feema — Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, no Rio de Janeiro, em outubro de 1986, entre funcionários dos órgãos ambientais estaduais, os participantes alertaram para o fato de que o cumprimento da resolução depende da compatibilização dos processos técnicos, administrativos e decisórios dos órgãos governamentais responsáveis pela concessão de uso dos recursos ambientais ou planejamento e execução de grandes obras, com os sistemas de licenciamento e controle ambiental. Assim, segundo Moreira, 1986, cabe aos órgãos de meio ambiente estaduais a tarefa de estabelecer diretrizes e normas complementares à Resolução Conama 001/86, de modo a promover a integração da AIA às ações de controle das atividades modificadoras do meio ambiente. Normalização, procedimentos e instruções técnicas devem fazer parte das discussões que pretendem nortear a nível estadual, para cada setor de atividade, adaptações às diretrizes políticas, estruturas e procedimentos administrativos.

A AIA é o melhor instrumento disponível para a prevenção ou, no mínimo, redução significativa da deterioração da qualidade ambiental. E, para sua utilização, os órgãos ambientais são responsáveis pelo detalhamento de instruções, a fim de que os estudos realizados pelo empreendedor com equipe multidisciplinar contratada possam ser analisados e aprovados ou não, com a emissão da licença ambiental respectiva que lhe compete.

Torna-se, pois, mais viável o uso de AIA desde o início do projeto, quando será útil para a definição da localização do empreendimento, tecnologias e processos alternativos, uma vez que a sistemática de licenciamento já prevê licenças obrigatórias no projeto, na construção e na operação.

No encontro do Rio de Janeiro, alguns órgãos estaduais já haviam dado atendimento a casos onde foi possível condicionar a emissão da licença ao comprometimento do uso de mão-de-obra local, considerando, pois, a importância da variável sócio-econômica quando da implantação do empreendimento externo. Este é, sem dúvida, um exemplo de como o órgão ambiental local deve encarar mais esta disposição regulamentar que lhe é atribuída.

A seriedade com que a matéria merece ser tratada deve sensibilizar mais os órgãos públicos ambientais, já que o empreendedor, com a contratação de consultoria privada e por ele remunerada, defende os interesses da atividade proposta, os quais dificilmente lhe serão desfavoráveis. Esta sistemática poderá, de certa forma, encontrar o órgão público desarticulado, se a equipe que analisar o estudo não estiver estruturada para enfrentar tal atribuição que, de fato, deverá ser atendida em seu quadro funcional.

Ao órgão ambiental compete levar a termo as instruções técnicas e normativas e em sua defesa preparar pessoal com treinamento especializado já dentro de seus quadros, com o intuito de dar sustentação a mais essa resolução, que visa ao desenvolvimento ambiental em cada Estado da Federação. É importante salientar que a principal dificuldade para se exercer a proteção ao meio ambiente e a utilização racional dos recursos ambientais não é de cunho legal. Segundo Inage, 1984, a legislação existe e bem ou mal seria suficiente: o que falta é vontade política de exercê-la. Em vista disso, aos órgãos ambientais fica a responsabilidade do questionamento e do uso do instrumento de avaliação de impacto na tomada de decisão do empreendimento e planejamento ambiental de atividades, planos e projetos.

AVALIAÇÃO CRÍTICA

A avaliação do impacto exige que se faça a comparação das implicações existentes em cada fase do projeto. Essa avaliação deve sempre considerar o espaço de tempo em que se realizará o empreendimento e ainda como as implicações evoluíram, às margens desse empreendimento. As implicações de um projeto são aqui entendidas por tudo aquilo que não é o projeto em si: os contextos físico, biológico, sócio-econômico, político, administrativo e humano, nos quais o projeto está inserido com certa in-

teração, e sujeito a alterações.

De acordo com o conceito amplo da definição de impacto ambiental, a AIA deveria cobrir todos os aspectos conflitantes da integração entre o projeto e seu espaço circunvizinho. Não obstante, e por razões de complexidade, meios disponíveis e procedimentos já existentes, a AIA vai-se introduzindo a partir de considerações que só começam por parcelas do espaço imediato mais próximas a causa-efeitos primários, e cujas alterações são mensuráveis (fatores físicos) para adentrar-se progressivamente na solicitação final, que é o efeito sobre o homem a curto e longo prazo.

Quanto aos métodos, o uso plenamente aceito e frequente do método da matriz de Leopold na avaliação de impacto ambiental faz com que sejam aqui observadas prudentemente as metodologias disponíveis com uma revisão crítica. Isso, porque a eleição de uma técnica não é a prática recomendável para um estudo considerado multidisciplinar que almeja atender diversas atividades modificadoras do meio ambiente em mãos de diferentes especialistas do controle ambiental. Os métodos aqui apresentados foram agrupados de maneira a guiar o usuário na escolha, através de certas comparações (ver Tabela 1).

Examinando a Tabela 1 como um todo, pode-se deduzir que não existe uma metodologia ideal, já que todas apresentam uma série de vantagens e inconvenientes. A seleção do método ficará a critério do usuário, que escolherá o mais adequado, dependendo dos dados de que dispõe, grau de profundidade a que se propôs e das necessidades específicas diante da localização de seu projeto de atividade.

Nota-se que os modelos de simulação permanecem no momento e em futuro próximo a única técnica satisfatória, especialmente nos países em desenvolvimento, que devem fazer o seu próprio "software". O ponto de maior conflito, que surge em todas as técnicas existentes, é sem dúvida a participação pública. Em geral, é difícil chegar-se a um ponto de equilíbrio entre a precisão da informação requerida pela equipe de especialistas e a disposição desta para que seja acessível à população não especializada, implicada no projeto. A própria resolução Conama dispõe que o Rima deve ser apresentado de forma objetiva e adequada à sua compreensão, de modo que se possam entender as vantagens e desvantagens do projeto, bem como todas as consequências ambientais de sua implementação.

A diferença deve ser clara, quando se fala na metodologia adotada para os estudos ambientais que serviram de base para a elaboração do Rima, o qual deve transmitir as consequências da implantação do empreendimento aos não especialistas e não diretamente afetados.

IMPACTO SÓCIO-ECONÔMICO

Tradicionalmente, houve apenas o interesse econômico nos novos projetos e seus efeitos em termos monetários. As análises custo-benefício foram feitas para servir e justificar a implementação de projetos. Entretanto, efeitos sociais ignorados tornam-se mais evidentes no momento em que cresce a conscientização pública, e são questionados as implicações e efeitos a longo prazo no bem-estar de vários segmentos da população.

Apesar de os fatores sócio-econômicos não terem efeitos tão imediatos e claros como a mudança física, não se deve reduzir sua importância, pois podem desequilibrar o balanço ambiental em qualquer desenvolvimento proposto. A colocação de um acesso rodoviário, estação de coleta de esgotos ou tratamento de resíduos em uma região pouco povoada tenderá a atrair novos residentes. Geralmente, entretanto, a comunidade pode não estar pronta para receber o fluxo de tal projeto, porque outros serviços de infraestrutura não têm ainda capacidade suficiente. De outro lado, se o projeto é causa para que a população deixe a área como resultado do decréscimo do valor da propriedade, o projeto tem também um efeito negativo, acelerando a perda da população e o valor monetário.

Este tipo de preocupação básica deve ser considerado durante o processo de AIA. A avaliação sócio-econômica deve efetuar-se com critérios que tenham como objetivo a melhor satisfação das autênticas necessidades e aspirações dos grupos sociais que devem

TABELA 1 — Síntese comparativa das metodologias mais citadas pela bibliografia.

Método	Vantagem	Desvantagem
1. Espontâneo	Estimativa rápida em AIA. Forma simples e compreensiva.	Avaliação detalhada e impacto real de variáveis ambientais específicas não são facilmente examinados.
2. "Check-lists"	Uso rápido para análise de impacto. Avaliação qualitativa para projetos específicos. A larga faixa dessas "check-lists" é considerada compreensiva, instigando o usuário na avaliação das consequências e das ações.	O meio ambiente é classificado em compartimentos e fragmentos: a abordagem é unidirecional.
3. Matrizes	Combinação das ações humanas e indicadores de impacto em dois eixos.	Esta relação pode ser útil até certo ponto.
3.1 - Leopold	Compreensivo para comunicação do resultado. Cobre os fatores ambientais biológicos e sócio-econômicos. O método pode acomodar os dados quantitativos e qualitativos. Geralmente guia inicial para prosseguimento de projetos e estudos futuros. O usuário sente-se livre para modificar e encontrar suas necessidades particulares. Baixo custo e caráter multidisciplinar para avaliar impactos.	É baseado no meio físico e biológico com 67 entradas no total de 88 fatores. É possível a dupla contagem. A variável tempo não é considerada. Não distingue impactos imediatos, temporários e definitivos. Subjetivo. Compartimentariza o meio ambiente em itens separados. Não supre critério explícito na previsão de valores.
3.2 - Lohani-Thahn	Propõe a integração dos componentes ambientais por prioridade. Consideração dos fatores ambientais de acordo com o local onde o projeto existe.	A avaliação matemática considera a magnitude e a importância, mas não que ambos os conceitos sejam de abordagem diferente.
3.3 - Parker-Howard	Incorporação do fator tempo na matriz de Leopold, utilizada para avaliar a importância e a intensidade de simples impacto durante certo período de tempo.	Reflete a idéia de avaliação isolada, incapaz de explicar certas complexidades.
3.4 - Interação	Consideração dos mesmos componentes ambientais nos eixos horizontal e vertical.	É mais relativo e principalmente usado em análises locais, do que em avaliação de impacto.
4. Mapeamento por superposição "overlays"	Forte poder de síntese indicando o relacionamento espacial. As condições com e sem projeto são facilmente comparadas. Recomendado para grandes projetos de desenvolvimento na seleção de alternativas.	Análise limitada para área total representada pelas transferências, porque existe um limite para sua superposição.
5. Quantitativos	Os resultados suprem de boas informações para caracterizar uma dada situação ambiental e prever impactos. Estimativa subjetiva é diminuída devido ao uso das técnicas Delphi — diferentes equipes avaliadoras.	Requer muito trabalho preparatório para estabelecer as curvas das funções para cada indicador ambiental. O conceito de qualidade ambiental é muito vago, porque desconsidera a base sócio-econômica.
5.1 - EES-Barcelle		
5.2 - Sondheim	Para análise simultânea de várias alternativas para projetos. Participação da comunidade afetada pelas propostas.	O isolamento dos componentes e a sua análise com especialistas desintegram a unidade multidimensional.
6. Análise de Rede - "Network"	Métodos usados para a avaliação de impactos indiretos. Esta análise permite a visualização da conexão entre ação e impacto. É possível computadorizar a rede. O computador pode selecionar a seção da rede apropriada para mostrar o impacto esperado.	Não é recomendado para grandes ações regionais, porque sua disposição torna-se muito extensa e sem valor prático, quando muitas ações alternativas são examinadas.
6.1 - Sorensen		
6.2 - Diagramas de fluxo	Esses diagramas foram construídos para vários aspectos do estudo extensivo para os últimos impactos. Não mostram apenas os impactos do projeto no ambiente, mas também o efeito na tendência ambiental.	São desenvolvidos para cada projeto e situação ambiental e são especulativos em conteúdo, devido à grande variedade de ambientes locais que exigem estudos extensivos na formulação de diagramas para cada situação.
7. Modelos de Simulação	A exploração de não linearidade e ligações indiretas são possíveis pelo uso de modelos matemáticos e computadores.	Requerem pessoal com experiência e auxílio de computador. Dependem da disponibilidade de dados apropriados.
7.1 - Gsim	Permite a consideração da dinâmica e interação do sistema. Rapidez e exigência de pouco equipamento computadorizado.	Não permite a confiabilidade na condução de situações sensíveis para precisar o balanço numérico das variáveis.
7.2 - Ksim	Permite uma análise mais detalhada. O principal é a rapidez com que o usuário pode estruturar o modelo do trabalho. Sem técnicas de simulação sofisticadas. Participação do projeto na revisão do modelo pelas saídas gráficas.	Os detalhes técnicos são moderadamente complexos. O modelo assume que seu limite é a realidade. Requer hipótese de partida. Variáveis limitadas, não podendo simular o inesperado.

habitar o meio ambiente estudado. Enfoques para a realização destes princípios são mais fáceis de enunciar do que de serem colocados em prática, pois tropeçam com notáveis dificuldades.

A importância do tratamento do componente sócio-econômico se faz relevante pelo próprio procedimento normalmente utilizado no sistema de licenciamento, onde estão centradas apenas preocupações quanto à contaminação da água e do ar, seguindo as normas e os padrões das legislações estadual e federal.

Com o intuito de exemplificar, podem ser anotados alguns pontos que correspondem ao impacto sócio-econômico, muitas vezes desconsiderados no processo de AIA. Esses pontos são o uso inadequado de território e seus recursos naturais devido às alterações e propostas alternativas de ocupação; alteração da paisagem, causando sua degradação no ecossistema natural ou urbano; alteração na qualidade de vida existente, considerando os aspectos culturais, históricos, estilo de vida, moléstias e concentração po-

pulacional; alterações, ainda, da estabilidade econômica regional, devido à entrada e à saída de capital para o setor público e renda "per capita", empregos gerados nas diversas fases do projeto, infra-estrutura de saneamento e equipamentos.

Devido à dificuldade para sua determinação, os aspectos sociais de um projeto são geralmente considerados secundários, enquanto os fatores biofísicos, através de seus parâmetros e volume, são considerados diretos ou primários. Tal procedimento deve ser encarado cuidadosamente, já que determinado projeto ou plano permite incorrer em erros no estabelecimento de previsão simulada com princípios desconsiderados.

A ciência econômica e a social contam com base teórica e com técnicas conceituais adequadas para enfrentar um estudo de impacto. Em situações reais, porém, esse apoio fundamental pode falhar, devido à falta de dados estatísticos anteriores e outras informações básicas escassas. Não obstante, com todos os inconvenientes e riscos, será preferível ter uma estimativa aproximada do

significado sócio-econômico do impacto, que proporcione uma idéia da magnitude e sirva como início do processo de discussão de uma avaliação.

As técnicas disponíveis para a análise sócio-econômica são diversas, mas algumas pautas podem ser estabelecidas como mais importantes, entre elas a definição, a delimitação e a análise de cada efeito sócio-econômico.

A cada avaliação propriamente dita convém fazer sempre por mais de um método e confrontar os resultados. A um procedimento objetivo e técnico será conveniente fazer outra avaliação subjetiva ou política, sempre procurando tirar conclusões sobre sua aceitabilidade. Enfim, a viabilidade da avaliação de impacto sócio-econômico dependerá da possibilidade de uma quantificação da repercussão sócio-econômica desse impacto, mediante o estabelecimento de alguma medida ou padrão. Além disso, dependerá também da viabilidade de se determinar um valor ou preço para os elementos unitários tomados como padrão de medida (discutíveis quando se empregam por exemplo na apreciação da vida humana) na redução do valor estético da paisagem ou na redução da amenidade ambiental.

Resumindo, quaisquer que sejam os métodos, blocos, matrizes, cartográficos ou matemáticos, aplicados numa avaliação de impacto ambiental, tem-se uma estimativa econômica expressa por um valor material ou energético e social baseada nas condições de vida alteradas da população e na possibilidade de satisfação das necessidades sociais.

CONCLUSÃO

Condicionando a existência de uma interação mútua entre população e meio ambiente, deve-se admitir a existência de alguns mecanismos que os liguem, os quais poderão estar incluídos no processo de Avaliação de Impacto Ambiental — AIA, como foi colocado neste trabalho.

A participação pública e a existência do custo e dano social são considerações que foram ignoradas no processo da tomada de decisão, também raramente baseada em estudos ambientais no passado.

Num esforço de síntese, o que se procura expressar com este trabalho é um desenvolvimento ambiental que requer mais participação e controle democrático sobre as decisões por aqueles que sofrem suas consequências. Este desenvolvimento abre-se no plano social e adquire uma dimensão política. A aplicação desta estratégia requer um esforço na pesquisa, acompanhada de uma recomendação específica quanto ao desenvolvimento do procedimento e mecanismos de AIA pelos órgãos ambientais.

Os métodos apresentados, aplicáveis até certa extensão para problemas típicos, mostraram-se insuficientes para cobrir todos os setores envolvidos na complexidade ambiental. Daí também concluir-se que AIA não é uma panacéia que cura todas as doenças ambientais, mas é útil para avaliações sistemáticas. O papel da AIA deve ser encarado como importante na formulação de políticas ambientais e planos de ocupação com a cooperação interdisciplinar indispensável entre estudiosos das áreas social, exata e natural. Estes domínios, juntos, são necessários para se trabalhar na concepção de uma solução tecnológica compatível com a biosfera e justificável dos pontos de vista da ecologia e da economia. Observem-se também os aspectos sociais, lembrando-se que a ecologia é, a longo prazo, economia.

Portanto, a função pública do órgão ambiental, onde as soluções de problemas locais ambientais emergentes devem ser colocados em função de planos a longo prazo e preventivos, é promover a relação entre sociedade e meio ambiente. Ao atender a resolução Conama, o órgão ambiental estadual deverá procurar fazer com que este procedimento licenciador não seja descaracterizado, como os antigos planos diretores municipais, realizados na década de 60 para obtenção de financiamento. Ou até mesmo os primeiros estudos ambientais exigidos pelo Banco Mundial para grandes obras nacionais, documentos estes que se tornaram inexpressivos, volumosos e repetitivos, além de desconsiderarem a população imediatamente envolvida e as alternativas ambientais menos impactantes.

A industrialização de Rimas pelos escritórios de consultoria privada coloca em dúvida a adequada prestação ou idoneidade da avaliação realizada segundo os interesses inerentes ao empreendedor que o contratou.

Surge a idéia e — aqui lançada como pauta de discussão — também a recomendação de que o estudo de impacto ambiental seja realizado por equipe multidisciplinar inserida no órgão público ambiental. A instrumentalização dessa prática deve possuir respaldo suficiente para evitar qualquer tipo de pressão externa. Com este procedimento o empreendedor quemaria etapas e ficaria ciente de todas as regulamentações e normas afetas ao seu empreendimento pelos planos oficiais. O órgão público estaria sendo valorizado e respondendo à sua função social de privatizar os custos e socializar os benefícios, e não vice-versa, além de formar pessoal técnico e altamente especializado, evitando sua perda devido à alta rotatividade e cooptação pela empresa privada, que o considera um canal para penetrar no sistema licenciador público.

Ao estudo de impacto seria atribuído parecer desfavorável ou favorável, segundo as alternativas apresentadas pelo empreendedor, adiantando-se assim o processo de licenciamento e estabelecendo-se a forma pela qual deve ser taxado. A empresa privada de consultoria, fica a atribuição dos estudos de viabilidade e execução do projeto. Ressalta-se, desse modo, a função social do órgão e sistema ambiental estatal na tomada de decisão e solução de problemas ambientais emergentes.

A procura de parâmetros, indicadores e outros critérios de AIA, além de procedimentos localizados, envolvem um largo campo de investigação que se inicia pelo conhecimento através das intervenções no meio ambiente, até as soluções alternativas mais adequadas para o melhor equacionamento das questões ambientais. Neste contexto, AIA não é considerada apenas uma técnica, mas uma necessária dimensão política de gerenciamento, educação dos cidadãos e coordenação do meio ambiente.

Os esforços para promover AIA como ferramenta para integrar o planejamento, gerenciamento e condições de implementação de um projeto devem visar medidas que o sustentem, na forma de educação, treinamento e informações públicas, de maneira que empreendedor, órgão público e comunidade estejam envolvidos.

Finalizando, se este trabalho provê alguns passos na direção da melhor identificação de como a AIA pode e deve auxiliar na solução de problemas ambientais e que também seja considerada e desenvolvida estruturalmente para o atendimento do meio ambiente e da sociedade como um todo — então conseguiu-se atingir com sucesso seu objetivo.

A clara percepção da realidade pela sociedade brasileira e uma tomada de decisão com coragem política e independência intelectual deve ser a tônica característica deste momento político no País, com uma Constituinte eleita. Uma nova forma de governo aberta e participativa é requerida, pela adoção de métodos democráticos na formulação, priorização política e institucionalização também do desenvolvimento ambiental.

REFERÊNCIAS

- 1 — BRAGANÇA, C.F. — Methodological approaches in environmental impact assessment. Proposals of Environmental Impact Assessment criteria in São Paulo. T.U. Dresden, DDR. (1985).
- 2 — CETESB — Estudos e pesquisas sobre políticas ambientais. DPES (1984).
- 3 — CLÁUDIO, C.F.B.R. — AIA orientando o desenho urbano. II Sedur. CNPq. Brasília (1986).
- 4 — OLIVEIRA, ANTONIO INAGE DE ASSIS — Legislação Federal sobre Meio Ambiente. Uma avaliação crítica. In RQMA. SEMA. Brasília (1984).
- 5 — OLIVEIRA, ANTONIO INAGE DE ASSIS — O licenciamento ambiental. Seminário Técnico de AIA para Órgãos Governamentais. FEEMA. Rio de Janeiro, outubro de 1986.
- 6 — MOREIRA, IARA VEROCAI DIAS — AIA — Assessoria Técnica da Presidência da FEEMA. RJ (1986). Munn. R.E. — Environmental Impact Assessment Scopes. Toronto (1979).

PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL

Cristina F.S. Meirelles¹
Elisabete Cristina Kono¹
Maria Raquel P.S. Pacheco²
Rosângela Pacini Modesto²

RESUMO — Tendo em vista solucionar os problemas de escorregamentos de terra na Serra do Mar, em Cubatão, buscou-se, através de uma área piloto (Ubatuba — estado zero) elaborar um estudo visando ao estabelecimento de critérios e indicadores para avaliação dos níveis de susceptibilidade do meio, com o objetivo de fornecer uma metodologia específica para análise ambiental de quaisquer áreas similares à piloto.
Palavras-chave: Ubatuba, escorregamento, impacto, metodologia.

ABSTRACT — In order to solve land slide problems in Serra do Mar, Cubatão, an effort has been made to set up criteria and indicators to evaluate environmental susceptibility levels in order to obtain a specific methodology for environmental analysis of any area which is similar to the pilot one.
Key words: Ubatuba, slippery place, impact, methodology.

INTRODUÇÃO

O planejamento de qualquer área passa pela compreensão geográfica e social. Percebe-se, entretanto, que no estudo do meio natural, voltado para este propósito, negligenciam-se perigosamente as interações existentes entre os vários elementos da Natureza, restringindo-se a inventariá-los — ou quando muito a superpô-los sem qualquer esquema metodológico mais consistente.

Nesse sentido, a preocupação primeira deste trabalho envolveu uma pesquisa bibliográfica, para proporcionar a discussão e o entendimento de conceitos básicos que norteiam a pesquisa geográfica (geografia física). Assim, os conceitos mais discutidos foram os de fisiografia, ecossistema, geossistema e paisagem.

Este estudo visou à qualificação das áreas do município de Ubatuba em relação ao seu potencial ambiental e, concomitantemente, ao estabelecimento de critérios e indicadores para avaliação dos níveis de vulnerabilidade do meio, com a finalidade de fornecer uma metodologia específica para a análise ambiental de quaisquer áreas similares à piloto.

METODOLOGIA DE INVESTIGAÇÃO

Considerando que essa análise está restrita aos aspectos naturais, optou-se pela adoção de um método de abordagem específico, que tivesse como base essencialmente a cartografia. Para tanto, utilizou-se do trabalho "Variação Espacial da Capacidade de Uso da Terra" (Simielli, M.E.R.), cuja proposta metodológica segue as proposições feitas por Rimbart (1964) e Libault (1971), sistematizando um roteiro de investigação em quatro níveis: compilatório, correlatório, semântico e normativo (ver Figura 1).

Nível Compilatório — Corresponde à fase inicial da pesquisa, com coleta de dados e sua respectiva compilação. Em seguida, procede-se à hierarquização desses dados, com a seleção das variáveis essenciais e mais significativas. Nesse primeiro nível, a cartografia aparece como instrumento de análise, onde a distribuição dos fenômenos é analisada isoladamente.

Em função do objetivo anteriormente citado, as variáveis selecionadas e respectivas cartas de análise propostas foram as seguintes: cartas de processos erosivos, de declividade, de orientação de vertentes, de formas das vertentes, de cobertura vegetal, de hipsometria.

Tratando-se da análise do meio físico, para avaliação da susceptibilidade das vertentes frente aos processos erosivos, há que precisar a importância desta variável como ponto de controle e res-

¹Geógrafas da CETESB.

²Estagiárias de Geografia da CETESB.

pectiva apreciação de sua correlação com as demais variáveis. Assim, foram mapeadas as cicatrizes de escorregamentos passíveis de serem reconhecidas em fotos aéreas em escala 1:45.000, utilizando-se como base a carta geomorfológica da Sudelpa-Superintendência de Desenvolvimento do Litoral Paulista.

Já a declividade é um indicador importante para a determinação dos valores críticos, a partir dos quais aumenta o potencial de ocorrência de processos erosivos, principalmente os movimentos de massas. As classes estabelecidas foram definidas com o apoio da bibliografia e das restrições legais.

O exame das fotografias aéreas da Serra do Mar, em Cubatão (1977, 1985) mostrou maior incidência de escorregamentos nas vertentes voltadas para norte, nordeste e leste, ou seja, para as áreas de maior incidência solar. Isso levou à formulação da hipótese de que fenômenos de movimentos de massa poderiam estar também correlacionados às diferenças do grau de insolação. Por esse motivo, elaborou-se a Carta de Orientação de Vertentes.

A indicação dos segmentos das vertentes, isto é, dos trechos convexos, côncavos ou retilíneos é também importante, uma vez que em cada um desses segmentos existe a predominância de processos específicos. Por exemplo: para o estabelecimento das áreas mais suscetíveis aos movimentos de massa, o setor retilíneo, quando aliado a altas inclinações, oferece grandes riscos. Na análise dos loteamentos em áreas de vertentes e nas áreas de exploração mineral, esse indicador deverá ser considerado, uma vez que permitirá apontar não só as áreas vulneráveis, mas também diagnosticar os tipos de riscos existentes (ver Figura 2).

Tendo em vista que a cobertura vegetal é o produto da interação entre os diversos componentes da natureza, ela comporta vários níveis de análise. Em um zoneamento ambiental do meio físico, o seu estudo pode contribuir na identificação de desequilíbrios naturais, resultantes ou não da atuação do homem, ou ainda permitir inferências acerca de possíveis atividades existentes na área. Assim, efetuou-se o mapeamento da cobertura vegetal do município de Ubatuba, visando à identificação e localização espacial das diferentes comunidades vegetais, além de evidenciar áreas de desmatamento e de uso agrícola.

Na Carta Geológica, os indicadores litologia e estrutura foram selecionados por proporcionarem subsídios para a identificação de áreas potencialmente mais vulneráveis. O primeiro, porque fornece a natureza da rocha, cuja importância repousa no fato de que rochas diferentes possuem propriedades e características físico-químicas diferenciadas e, portanto, apresentam maior ou menor resistência frente aos processos de intemperismo. O segundo, porque indica as áreas de falhas e fraturas, que são tectonicamente mais frágeis.

A confecção da Carta Hipsométrica tem como objetivo permitir melhor visualização dos compartimentos morfotopográficos. Assim, verificada a variação de altitude da área de estudo, foram estabelecidas sete classes: 0-100, 100-200, 200-400, 400-600, 600-800, 800-1.000 e acima de 1.000. Os intervalos de 100 m nas duas primeiras classes se justificam pela necessidade de melhor visualização das áreas de contato ou transição das planícies para as vertentes.

As propriedades físico-químicas do solo variam segundo os produtos do intemperismo, destacando-se entre eles os minerais de argila. Estes, dependendo do teor de umidade, apresentam propriedades de materiais sólidos (baixo teor de umidade), plásticos ou viscosos (teor de umidade acima do limite de liquidez). Nos dois primeiros casos, a argila mantém um grau de coesão que lhe é intrínseca, apresentando forte resistência ao cisalhamento. Entretanto, com o excesso de umidade e consequente rompimento de sua estrutura interna, a argila passa a agir como um líquido viscoso, dando início a movimentos de massa mais rápidos, como o escorregamento, a corrida de lama etc.

Apesar da importância fundamental que o estudo das formações superficiais, incluindo o solo, representa para a análise e explicação da dinâmica dos processos erosivos, não foi possível trabalhá-los devido à insuficiência de dados para o município de Ubatuba.

No que diz respeito aos movimentos de massa, assinala-se a importância do índice pluviométrico como elemento de análise. É ponto pacífico que uma pluviosidade elevada e concentrada em algumas poucas horas é fator essencial para o desencadeamento de movimentos de massa, sejam eles de pequena ou de grande

proporção. Entretanto, para que isso ocorra é necessário que esse material esteja saturado em decorrência de chuvas frequentes, porém equitativamente distribuídos no tempo. E a velocidade de saturação desse material depende principalmente de suas propriedades físico-químicas e de sua estruturação interna. Portanto, não se desconsiderou o estudo do clima, tido por muitos autores como o principal fator no que concerne aos movimentos de massa. Ocorre, porém, que a sua importância é relativa e só pode ser bem entendida quando analisada em justaposição com outros elementos. O estabelecimento de limites pluviométricos críticos não pode ser pensado sem se levar em consideração o estudo das Formações Superficiais.

Nível Correlatório — É nesta fase que, de posse dos dados coletados (Nível 1), parte-se para a sistematização e ordenação das variáveis selecionadas: têm-se então os primeiros ensaios de correlação (ver Figura 3). Num primeiro momento, fez-se o cruzamento da variável fixa — processos erosivos — com as demais, uma a uma. Ex.: processos erosivos x declividade, processos erosivos x orientação de vertentes e assim sucessivamente. O objetivo é o de obter um ensaio de correlação parcial que resulte numa primeira qualificação quanto à situação dos processos erosivos frente às demais variáveis do meio físico. Para tanto, todas as cicatrizes de escorregamento, contidas na Carta de Processos Erosivos, foram numeradas e codificadas de acordo com a sua classificação. Exemplo: a erosão superficial, representada pelo símbolo Σ , recebeu a codificação *d*, seguindo-se a numeração de 1 a *n*, de acordo com o número de ocorrência. O mesmo procedimento foi atendido para as demais classificações.

Nível Semântico — É nessa fase do trabalho que se dá a passagem do nível de análise para a síntese. Trabalha-se não mais com cada variável em si, mas com o seu conjunto, estabelecendo-se suas inter-relações e interdependências (ver Figura 4). Assim, partiu-se para uma nova etapa de correlação. Nesta fase, todas as variáveis — declividade, orientação de vertentes etc. — já cruzadas com a variável fixa (processos erosivos) foram agora cruzadas entre si, abarcando-se todos os cruzamentos possíveis. Exemplo: declividade x orientação de vertentes, declividade x cobertura vegetal, declividade x forma das vertentes, orientação de vertentes x formas das vertentes etc.

O intuito desta etapa é o de verificar o grau de correlação existente entre as variáveis em questão (exemplo: declividade x orientação de vertentes) e, ao mesmo tempo, averiguar em que grau ambas se correlacionam com a variável fixa — processos erosivos.

Para melhor compreensão, cabe ressaltar que, nesta segunda etapa de correlação, a variável fixa — processos erosivos —, já se encontra embutida em todas as outras variáveis. Não se trata, portanto, de uma correlação aleatória das variáveis entre si, mas sim de uma correlação direcionada, cujo ponto de convergência se encontra centrado numa única variável. Assim, tem-se que, do cruzamento declividade x orientação de vertentes obtém-se: declividade e processos erosivos x orientação de vertentes e processos erosivos (primeira etapa de correlação + segunda etapa de correlação).

Nível Normativo — É a expressão do resultado do trabalho, através da sistematização de um modelo de análise que é função dos níveis precedentes. Tem-se então uma proposta metodológica passível de ser aplicada a outras áreas do Estado, particularmente em áreas litorâneas.

ANÁLISE

Da primeira fase de correlação chegou-se à conclusão de que, no tocante à declividade, os movimentos de massa rápidos ocorrem a partir de 15° sendo, porém, mais frequentes a partir de 25°. Quanto à orientação de vertentes, observa-se um maior número de escorregamentos na face SE; nas faces L e NE eles também ocorrem, porém com menor frequência.

No que diz respeito à cobertura vegetal, os movimentos de massa rápidos cortam indistintamente as matas de vertentes. No que concerne à hipsometria, não se observa a ocorrência de escorregamentos em altitudes inferiores a 200 m. Em termos litológicos, as áreas mais suscetíveis à ocorrência de processos erosivos de maior intensidade são aquelas compostas por migmatitos e gnaisses.

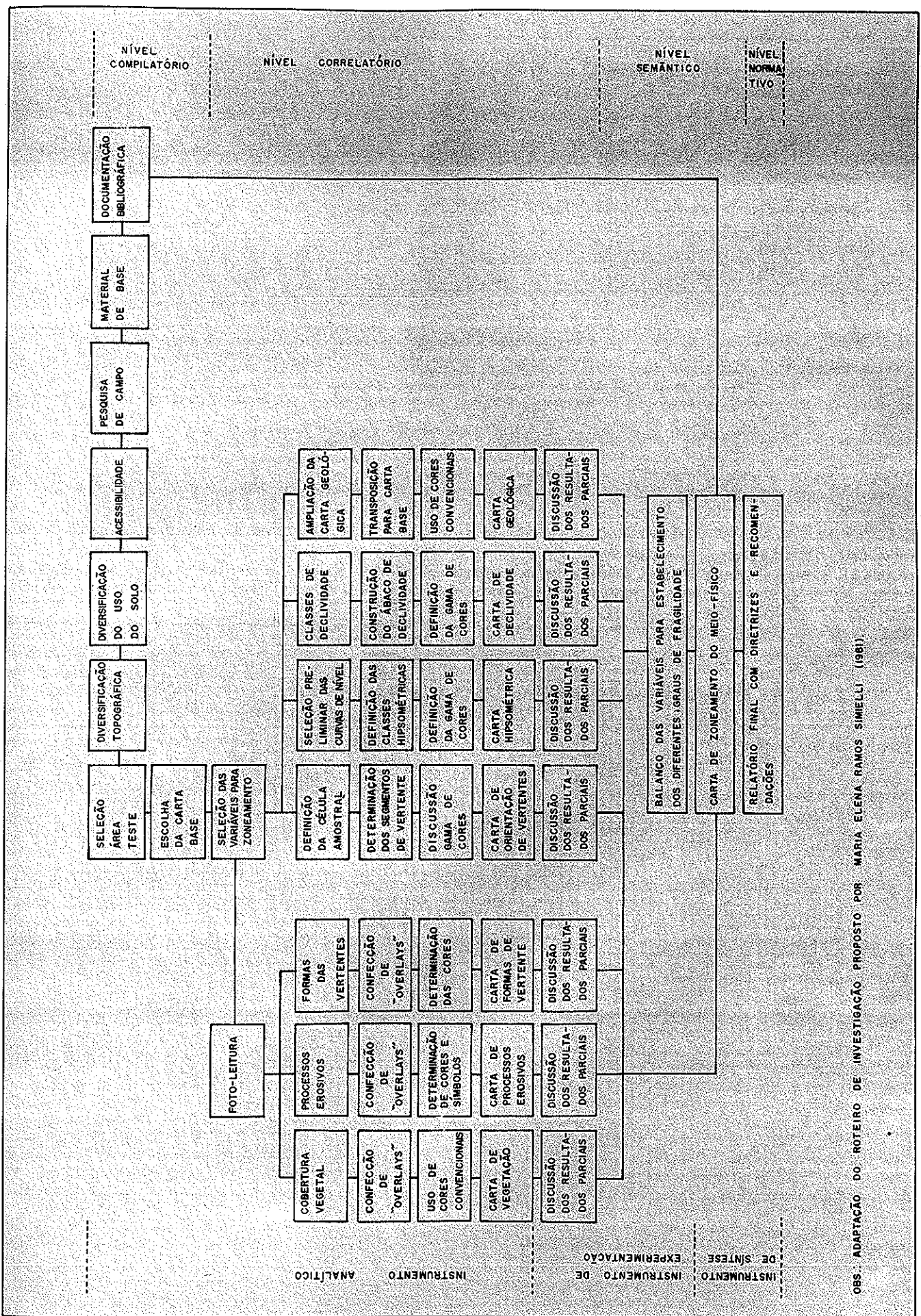
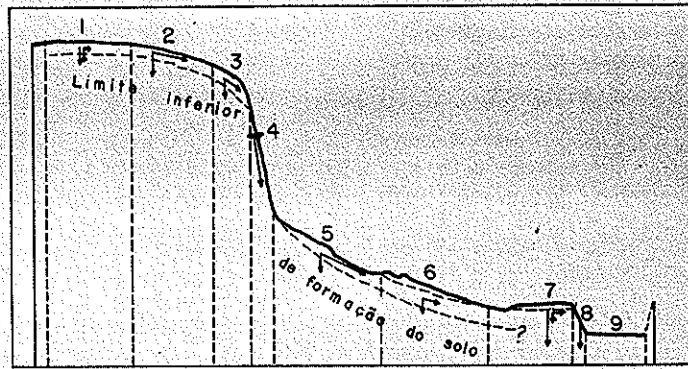


FIGURA 1 — Roteiro de investigação sobre zoneamento do meio físico — Um ensaio metodológico de cartografia temática.



Unidade da vertente	Processo geomórfico dominante
1 — Interflúvio (0°—1°)	Processos pedogenéticos associados com movimento vertical da água superficial
2 — Declive com infiltração (2°—4°)	Eluvição mecânica e química pelo movimento lateral da água subsuperficial
3 — Declive convexo com reptação	Reptação e formação de terracetes
4 — Escarpa (ângulo mínimo de 45°)	Desmoronamentos, deslizamentos, intemperismo químico e mecânico
5 — Declive intermediário de transporte	Transporte de material pelos movimentos coletivos do solo; formação de terracetes; ação da água superficial e subsuperficial
6 — Sopé coluvial (ângulos entre 26° e 35°)	Reposição de material pelos movimentos coletivos e escoamento superficial; formação de cones de dejeção; transporte de material; reptação; ação subsuperficial da água
7 — Declive aluvial (0°—4°)	Deposição aluvial; processos oriundos do movimento subsuperficial da água
8 — Margem de curso de água	Corrosão, deslizamento, desmoronamento
9 — Leito do curso de água	Transporte de material para jusante pela ação da água superficial; gradação periódica e corrosão

Fonte: CHRISTOFOLETTI, A. — Geomorfologia. 1974, p. 36.

FIGURA 2 — As nove unidades hipotéticas no modelo de vertente apresentado por Dalrymple, Blong e Conacher (1968). (As setas indicam a direção e intensidade relativa do movimento da rocha intemperizada e dos materiais do solo pelos processos geomórficos dominantes.) As características de cada unidade são sumariadas no quadro acima.

Variáveis Fixas Processos Erosivos	TABELA DE CORRELAÇÃO PARCIAL I											
	d											
Outras Variáveis	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l
DECLIVIDADES	0-14°	07	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	15-24°	23	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
	25-34°	34	03	03	03	03	03	03	03	03	03	03
	35-46°	08	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04
	maior que 46°	04	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
ORIENTAÇÕES	Z	04	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	N	16	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	NE	12	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	E	02	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	SE	07	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06
	S	03	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
	SW	01	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04
	W	01	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
	NW	11	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
COBERTURAS VEGETAIS	NP	30	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
	MV	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	MR	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	C	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	DV	17	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	Sr.PI	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	M.PI	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	Mg	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	Cf	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	Cp	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
ALTIMETRIA	0-100m	15	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	100-200m	06	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	200-400m	16	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07
	400-600m	07	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
	600-800m	03	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	800-1000m	01	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04
	maior que 1000m	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
LITOLOGIA	Sed. inconsol.	04	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	Granito Brsa.	05	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04
	gnais p.Étna	13	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	migmat.	02	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	transfom.	04	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	granulitos má.	21	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	Complexo UBAT	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
FORMA-VERTE.	Predomínio Cox	02	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	- Convexo	02	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	- Replâneo	44	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	Rompas Colúvil	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01
	Patagones	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01	01

d- Cicatrizes de escorregamentos
b- Estrias de escorregamentos em áreas florestadas
d- Erosão superficial do solo - área não florestada
e- Escorregamento em planície com exposição da superfície rochosa
(FONTE: CARTA GEOMORFOLÓGICA - SUCELPA/OPM - 1962)
c- Cicatrizes de escorregamentos identificadas por fotointerpretação
(FONTE: CETESB - 1963/1964)

FIGURA 3 — Primeira matriz de correlação de variáveis para indicação de suscetibilidade ambiental.

TABELA DE CORRELAÇÃO II

FIGURA 4 — Segunda matriz de correlação de variáveis para indicação de suscetibilidade ambiental.

Acerca das formas, os movimentos de massa rápidos ocorrem principalmente em setores retilíneos, embora haja registro de sua ocorrência também em segmentos côncavos. Uma paisagem é produto da interação de vários fenômenos e expressa um dos aspectos do real, a aparência. Compreendê-la, significa chegar à sua essência, ou seja, entender os movimentos que engendram o seu desenvolvimento e evolução.

A análise dos quadros revela uma predominância de cicatrizes de escorregamentos em áreas de rochas gnáissico-migmatíticas transamazônicas. O metamorfismo, condicionando estruturas de bandeamento, e a grande porcentagem de feldspatos em sua composição mineralógica, proporcionando taxas elevadas de minerais de argila podem ser fatores importantes no processo de elaboração de uma maior instabilidade. Observa-se, todavia, que essas rochas ocupam grande extensão no município de Ubatuba e localizam-se principalmente na porção superior das escarpas serranas, em classes hipsométricas elevadas, o que lhe confere declividades normalmente acentuadas.

As áreas convexas de maior expressão são representadas pelos topos de encostas (divisores de drenagem) associados às rupturas de declives que são os limites superiores das áreas retilíneas, fornecedoras e transportadoras de material solto. A esses setores retilíneos aliam-se declives acentuados e escoamento superficial concentrado, o que eleva a potencialidade de risco dos movimentos de massa rápidos. Nesses setores, declives a partir de 15° são suficientes para o desencadeamento de processos erosivos de maior ímpeto, sendo porém mais frequentes quando os declives ultrapassam a marca de 25°. Nos segmentos convexos, onde se tem o predomínio do escoamento superficial difuso, os processos erosivos não ocorrem em proporções consideráveis.

No que se refere às áreas côncavas, delimitaram-se os anfiteatros de erosão cuja suscetibilidade à erosão decorre: de sua localização nas vertentes; de sua forma em depressão; e da presença de inúmeros canais de drenagens de primeira, segunda e, eventualmente, terceira ou quarta ordens, desembocando num único canal principal. Essas características fisionômicas e processuais justificam uma segunda denominação a essas áreas, em função de seu potencial hídrico: bacias de recepção.

As áreas de anfiteatro são mais suscetíveis à erosão quando associadas a declividades superiores a 25°; em Ubatuba, isso ocorre com maior frequência em altitudes superiores a 600 m. Na leitura das Figuras 1 e 2 deve-se considerar que: os setores retilíneos são predominantes em relação aos segmentos côncavos e convexos; as declividades de maior expressão espacial são aquelas referentes às classes 2 e 3, em contraste com a pequena proporção das classes 4 e 5; essa última (acima de 45°), áreas de preservação permanente (Código Florestal), é bastante rara no município de Ubatuba.

A variável orientação de vertentes, como já citado, pretendia avaliar uma hipótese feita em Cubatão acerca da possível interferência do índice de radiação solar sobre a formação do solo, condicionando-o, de uma certa forma, a uma maior ou menor suscetibilidade à erosão das vertentes. Os resultados obtidos mostram maior incidência de escorregamentos nas vertentes voltadas para SE, NE e E, sendo os dois últimos quadrantes também bastante significativos em Cubatão.

Muito se tem dito acerca do papel da cobertura vegetal e o desencadeamento de escorregamentos. Entretanto, a tese mais difundida refere-se ao seu papel enquanto agente estabilizador das encostas. O mapeamento da cobertura vegetal (em Ubatuba) obedece aos limites impostos pela escala e qualidade do material-base utilizado e, também, às necessidades do objetivo proposto.

Topograficamente, foi possível fazer-se a distinção de comunidades vegetais pertencentes às vertentes serranas, à planície litorânea e ao planalto.

CONCLUSÃO

Entende-se que as interações que envolvem os mecanismos e processos desencadeadores de escorregamentos são demasiado complexas, não permitindo afirmações categóricas e definitivas. O presente trabalho encerra certamente muitas lacunas decorrentes principalmente da escala e da abrangência da área de estudo, bem como da ausência de informações básicas, o que impossibilitou avanços no sentido de uma quantificação.

De acordo com o objetivo proposto, procurou-se extrair de cada variável os indicadores mais significativos, embora cientes de que cada uma delas seria, em outra situação, objeto de pesquisas singulares. A partir daí, duas preocupações nortearam esse trabalho: o estabelecimento, no sentido qualitativo, de indicadores de áreas suscetíveis a movimentos coletivos do solo em larga escala; demonstrar que os escorregamentos na Serra do Mar não podem ser atribuídos a uma simples relação causal. Na natureza existem movimentos internos, inerentes a cada fenômeno, e movimentos externos, que os envolvem em um contexto maior. Os dois movimentos são inseparáveis.

REFERÊNCIAS

- 1 — AB'SÁBER, A. N. — Contribuição à geomorfologia do litoral paulista. In: *Revista Brasileira de Geografia*. Rio de Janeiro, IBGE, 17(1): 3-48, jan/mar 1955.
- 2 — CRUZ, O. — *A serra do mar e o litoral na área de Caraguatatuba: contribuição à geomorfologia tropical litorânea*. São Paulo, IGEOGUSP, 1974 (Série teses e monografias, n.º 11).
- 3 — IPT, São Paulo — *Carta Geotécnica dos Morros de Santos e São Vicente: condicionantes do meio físico para o planejamento da ocupação urbana*. São Paulo, 1980 (monografias n.º 3).
- 4 — LEFEBVRE, H. — *Lógica Formal/Lógica Dialética*. Rio de Janeiro, Editora Civilização Brasileira S.A., 1983, 301 p.
- 5 — OGAWA, H. et alii — Estudos Legais e Físicos para Caracterização das Áreas do Parque Estadual da Serra do Mar, In: *IV Congresso Brasileiro de Silvicultura*. 98-102, maio/1983.
- 6 — SIMIELLI, M. E. R. — *Varição espacial da capacidade de uso da terra, um ensaio metodológico de cartografia temática, aplicado ao município de Jundiá*. São Paulo, IGEOGUSP, 1981 (Série teses e monografias n.º 41).
- 7 — TRICART, J. — *Paisagem e Ecologia*. São Paulo, 1981. Tradução de Carlos Augusto de Figueiredo Monteiro.

Agenda

Janeiro/88

De 10 a 15 — Congresso sobre Floculação e Desidratação (Floculation and Dewatering), no Sheraton Palm Coast Resort, Palm Coast, Florida, EUA, promovido pela Engineering Foundation. O evento será realizado de forma a encorajar a discussão sobre os últimos desenvolvimentos no setor e fornecer sugestões relativas aos métodos que alcançaram progresso. Informações: Engineering Foundation, 145 East 47th Street, New York, NY 10017, USA. Fone: (212) 705-7835.

De 20 a 25 — Envirotech 88, o terceiro congresso/exposição sobre monitoramento da poluição e sistemas de controle, será realizado em Bombaim, Índia. Serão tratados temas como monitoramento e controle da qualidade do ar e tratamento de efluentes líquidos, estratégia industrial e prevenção de acidentes, e ainda gerenciamento de crises. Informações: Chem-Tech Secretariat, Taj Building, 3rd Floor, 210, Dr. D.N. Road, Fort, Bombay 400.001, Índia.

Fevereiro/88

De 8 a 12 — Será realizado no Palacio de las Convenciones, em Havana, Cuba, o Simpósio Internacional sobre Administração e Proteção dos Recursos Hídricos em Climas Tropicais (International Symposium on the Management and Protection of Water Resources in Tropical Climates). O objetivo é apresentar a discussão, enfoques sobre a administração e controle de qualidade da água de projetos hidráulicos de múltiplo uso em climas tropicais. O evento é patrocinado pela UNESCO e preparado por um Comitê Organizador Conjunto Cubano-Sueco. Informações: Comitê Nacional Cubano para el PHI, Simposio Administración y Protección de los Recursos Hídricos em Climas Tropicais, Apartado Postal 6053, Ciudad de La Habana, Cuba.

Durante dez dias na primeira quinzena — A Facultad de Geografía de la Universidad de la Habana anuncia o 1.º Encontro Internacional sobre a Transformação do Meio Geográfico em Cuba (1st International Meeting on the Transformation of the Geographical Environment in Cuba), com a finalidade de mostrar as peculiaridades da transformação da natureza e suas conseqüências no desenvolvimento sócio-econômico nas últimas décadas, em Cuba. Será estruturado em um ciclo de conferências e excursões geográfico-demonstrativas. Confirmação de data e informações: Comitê Organizador, Taller Internacional

sobre Transformación del Medio Geográfico em Cuba, Facultad de Geografía, Zona 6, Alamar, Ciudad de La Habana, Cuba.

De 23 a 26 — Em Lisboa, Portugal, a Conferência Regional Européia (European Regional Conference), patrocinada pela IWSA — International Water Supply Association, para promover o debate de problemas ligados à distribuição da água, principalmente em relação à gestão da qualidade e à saúde pública, abrangendo a distribuição em áreas urbanas e rurais. Serão analisados critérios de cálculo de sistemas, utilização de novas tecnologias e métodos de detecção e localização de fugas. Serão ainda abordados os problemas relativos à formação de pessoal, aos métodos de reabilitação e às necessidades específicas dos pequenos sistemas de distribuição. Informações: The Secretary General, International Water Supply Association, 1, Queen Anne's Gate, London SW1H 9BT, Inglaterra.

Março/88

De 8 a 11 — Congresso Internacional sobre Oceanologia 88 (Oceanology International 88) em Brighton, UK, com exposição sobre navegação, oceanologia, hidrografia, geofísica, geologia, geotécnica, recursos biológicos e ecologia. Informações: Spearhead Exhibitions Ltd., Rowe House, 55/59 Fife Road, Kingston upon Thames, KT1 1TA, Grã-Bretanha.

Maió/88

De 23 a 25 — Em Wellington, Nova Zelândia, Congresso Internacional sobre Disposição Marinha de Esgotos (International Conference on Marine Disposal of Wastewater), com a finalidade de reunir membros de todas as disciplinas interessados e envolvidos com a disposição de esgotos no mar para uma boa revisão do conhecimento atual e desenvolvimentos recentes. Informações: Conference Consultants & Management, P.O. Box 11-257, Wellington, Nova Zelândia.

De 29 de maio a 3 de junho — Ottawa, no Canadá, hospedará o Sexto Congresso Mundial sobre Recursos Hídricos (The Sixth World Congress on Water Resources), patrocinado pela The International Water Resources Association. Três grandes temas serão tratados: políticas e estratégias, planejamento e operação. Informações: The Secretariat, Sixth IWRA World Water Congress on Water Resources, University of Ottawa, 631 King Edward Avenue, Ottawa, Ontario K1N 6N5, Canadá.

Junho/88

De 20 a 21 — A CETESB — Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental realizará o Simpósio de Normalização Técnica para Saneamento Ambiental (Symposium on Technical Standardization for Environmental Sanitation), para sensibilizar os meios científicos e tecnológicos, entidades estatais, projetistas, construtoras, consultores e outros segmentos que militam no saneamento ambiental quanto à importância da normalização técnica no que se refere a fatores de qualidade, economia e segurança. Informações e inscrições: Divisão de Apoio a Eventos, CETESB, Av. Prof. Frederico Hermann Júnior, 345 — CEP 05459, São Paulo, Brasil — fone 210-1100, ramais 387 e 362.

Julho/88

De 17 a 22 — Em Brighton, UK, o 14.º Congresso Bienal e Exposição sobre Pesquisa e Controle da Poluição das Águas (14th Biennial Conference and Exhibition on Water Pollution Research and Control — IAWPRC). O programa científico cobre o tratamento de efluentes, disposições de águas residuárias e reuso de efluentes. Informações: Westrade Fairs Ltd., 28 Church Street, Rickmansworth, WD3 1DD, Grã-Bretanha.

Agosto/88

De 15 a 20 — Em Bad Homburg, República Federal da Alemanha, será realizado o 10.º Congresso Internacional de Física das Nuvens (10th International Cloud Physics Conference), organizado pela International Commission on Cloud Physics (ICCP), da International Association of Meteorology and Atmospheric Physics (IAMAP). Os temas a serem cobertos pelo congresso serão determinados, na maior parte, pelas contribuições dos participantes. Espera-se que haja sessões sobre microfísica das nuvens, química das nuvens, "fogs", hidrometeoros, nuvens e radiação, instrumentação, nuvens em outros planetas etc. Informações na ICCP, com seu presidente o Prof. Peter V. Hobbs, University of Washington, AK-40, Seattle WA 98195, USA.

De 29/8 a 2/9 — Será realizado o 1.º Simpósio Bienal de Qualidade da Água (1st Biennial Symposium on Water Quality) na cidade de Banff, Canadá. Serão discutidos os objetivos e finalidades dos padrões da qualidade da água e pretende-se obter uma visão internacional sobre a problemática da água. Informações: Water Quality Symposia Committee NWRICCIW — P.O. Box 5050 — Burlington, Ontario, Canadá L7R4A6, Telex 061-8296.

Setembro/88

De 11 a 17 — Eutrofização e seu controle é um dos temas a serem tratados no Terceiro Congresso Internacional sobre Conservação e Administração de Lagos — "Balaton 88" (Third International Conference on the Conservation and Management of Lakes — "Balaton 88"), a ser realizada junto ao lago Balaton, na Hungria. Outros temas: efeito e controle da acidificação e materiais tóxicos; efeitos do turismo em lagos; o estado e problemas especiais de lagos e reservatórios em países em desenvolvimento; o papel das organizações internacionais, governos, autoridades locais, organizações econômicas e públicas na conservação e administração de lagos. Haverá viagens de estudo a diferentes lagos, reservatórios e rios. Informações: Dr. Sándor Herodek, Secretary Balaton Limnological Research Institute of the Hungarian Academy of Sciences, Hungary-8237, Tihany, P.O.B. 35.

Os interessados em divulgar eventos através desta Agenda podem enviar as informações para: People interested in publishing events through this Agenda can send their information to:

Editor
Ambiente — Revista CETESB de Tecnologia
Av. Prof. Frederico Hermann Júnior, 345 — Prédio 1 — 1.º andar — 05459, São Paulo, Brasil.