

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA
CAMPUS DE JABOTICABAL

PROPOSTA DE ÍNDICE PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA
EM AMBIENTES LÓTICOS: ESTUDO DE APLICAÇÃO NO CÓRREGO
GAMELEIRA (UBERABA, MG)

Afonso Pelli
Biólogo

Jaboticabal
São Paulo

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA
CAMPUS DE JABOTICABAL

PROPOSTA DE ÍNDICE PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA
EM AMBIENTES LÓTICOS: ESTUDO DE APLICAÇÃO NO CÓRREGO
GAMELEIRA (UBERABA, MG)

Afonso Pelli
Biólogo

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

Tese apresentada no Centro de Aquicultura da UNESP,
como parte das exigências para obtenção do Título de
DOUTOR em AQUICULTURA – Área de concentração em
Biologia de Organismos Aquáticos.

Jaboticabal
São Paulo
Março - 2001

P391p Pelli, Afonso
Proposta de índice para avaliação da
qualidade de água em ambientes lóticos:
estudo de aplicação no córrego
Gameleira (Uberaba, MG) / Afonso Pelli.
- Jaboticabal, 2001
116p. : il. ; 29,7 cm

Tese (Doutor) - Universidade Estadual
Paulista, Centro de Aqüicultura, 2001

Orientador: Raoul Henry

Banca examinadora: Gilson Luiz Volpato,
Wagner Cotroni Valenti, Adriana Jorcin, Alaíde
Aparecida Fonseca Gessner

Bibliografia

1. Saúde dos rios. 2. Qualidade da
água. 3. Macroinvertebrados. I. Título. II.
Jaboticabal - Centro de Aqüicultura.

CDU 628.1

Ficha Catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

e-mail: apelli.oikos@dcb.uftm.edu.br

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "PROPOSTA DE ÍNDICE PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA EM AMBIENTES LÓTICOS: ESTUDO DE APLICAÇÃO NO CÔRREGO GAMALEIRA (UBERABA, MG)".

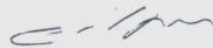
AUTOR: AFONSO PELLI

ORIENTADOR: Prof. Dr. RAOUL HENRY

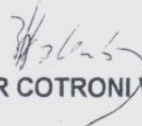
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM AQUICULTURA, ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM BIOLOGIA DE ORGANISMOS AQUÁTICOS, pela Comissão Examinadora:



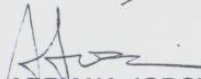
Dr. RAOUL HENRY



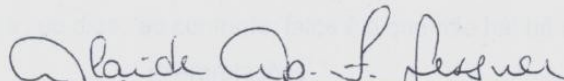
Dr. GILSON LUIZ VOLPATO



Dr. WAGNER COTRONI VALENTI



Dra. ADRIANA JORCIN


Dra. ALAÍDE APARECIDA FONSECA GESSNER

Data da realização: 08 de março de 2001.



Presidente da Comissão Examinadora
Prof. Dr. RAOUL HENRY

“Contra o positivismo, que para perante os fenômenos e diz:
'há apenas fatos', eu digo: 'ao contrário, fatos é o que não há; há apenas
interpretações'.”

Nietzsche

SUMÁRIO

• Agradecimentos	6
• Resumo	7
• Abstract	8
• Introdução	9
• Material e Métodos	22
Localização e Descrição das Estações de Amostragem	23
Parâmetros Físicos e Químicos e Climatológicos	27
Elementos Totais	29
Granulometria e Porcentagem de Matéria Orgânica	30
Comunidade Bentônica	31
Análise Estatística	34
• Resultados	35
Variáveis Limnológicas	36
Elementos Totais	45
Granulometria e Porcentagem de Matéria Orgânica	49
Comunidade Bentônica	52
• Discussão	67
Variáveis Limnológicas	68
Elementos Totais	71
Granulometria e Porcentagem de Matéria Orgânica	76
Comunidade Bentônica	77
• Conclusões	90
• Referências Bibliográficas	92
• Anexo – Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986	105

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Faculdade de Medicina do Triângulo Mineiro e à Companhia Energética de Minas Gerais pelo financiamento parcial.

Aos especialistas que contribuíram não somente com a identificação das espécies, mas também com apoio e incentivo. Em especial aos pesquisadores: Dr. Gustavo Darrigran (Fac. Ciencias Naturales y Museo, Argentina) Dr. P. F. Bellinger (California State University, Northridge EUA); Dr. G. W. Byers (The University of Kansas, Kansas EUA); Dr. Oliver S. Flint Jr. (National Museum of Natural History EUA); Maria Beatriz G. e Souza Dabés (KERATELLA Estudos e Projetos Ambientais Ltda, Montes Claros, MG); Dra. Susana Trivinho-Strixino (Universidade Federal de São Carlos SP); M.Sc. Alexandre Monkolski e Dra. Alice Michiyo Takeda (Universidade Estadual de Maringá/ NUPELIA - Paraná) e Prof. Dr. Paulo De Marco Jr. (Universidade Federal de Viçosa).

Ao Prof. Dr. Nico Nieser (Rg Tiel, Holanda) pelo apoio, incentivo e amizade.

Aos membros da banca examinadora pelas críticas e sugestões.

Ao Laboratório de Análises Lakefield Geosol Ltda., pela realização das análises de elementos totais e granulometria.

À Virgínia Oliveira Coelho Pelli e Christiane Contigli pela revisão do português e especialmente a Virgínia pela confecção do mapa.

À Ana Maria Pelli Soares pela inestimável ajuda com a revisão do resumo em inglês.

Aos amigos da CEMIG, principalmente à Sônia Maria Ramos e ao Dalton da Silva Souza pela inestimável ajuda no campo e no laboratório e também a José Lucas de Freitas, Antônio Procópio Sampaio Resende, Vasco Campos Torquato, Norma Dulce de Campos Barbosa e Maria Edith Rolla, pelo apoio e incentivo.

Aos familiares Virgínia, Lara e meus pais Armando e Irani, não só pelo apoio, mas principalmente, pela solidariedade, confiança e amizade.

A todos os que de alguma forma me apoiaram, aos colegas do CAUNESP e em especial à Veralice Cappatto.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi determinar as variáveis físicas e químicas que poderiam ser utilizadas para tipificar o ambiente, relacioná-las à comunidade bentônica e, a partir disto, estabelecer critérios para inferir sobre a qualidade da água. O estudo foi desenvolvido no córrego Gameleira (Uberaba, MG). A estação de referência foi demarcada antes e a estação experimental após influência do Distrito Industrial III de Uberaba. Para a água foram analisados os parâmetros temperatura, pH, condutividade elétrica, salinidade, turbidez, alcalinidade, sólidos totais, nitrogênio amoniacal e total, fósforo total, óleos e graxas, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais e os elementos alumínio, antimônio, arsênio, bário, berílio, bismuto, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, estanho, ferro, lítio, magnésio, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, potássio, prata, selênio, titânio, vanádio e zinco. No sedimento além dos elementos já citados foram mensurados prata, sódio, granulometria e porcentagem de matéria orgânica. Quando ponderados os parâmetros, fósforo total, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, granulometria e elementos constatamos que a estação experimental encontra-se comprometida devido a eutrofização, erosão e contaminação. Entre os índices utilizados para a comunidade bentônica, a riqueza e o índice de diversidade de Simpson mostraram-se mais aptos a refletir as condições ambientais, indicando melhores condições ambientais na estação de referência. Foi proposto um índice de qualidade de água baseado na comunidade bentônica, em parâmetros físicos e químicos e em alguns elementos potencialmente tóxicos. Cada categoria de dados recebeu o mesmo peso na composição do índice. Acredita-se que a inclusão dos parâmetros englobe valores humanos ao ponderar a colimetria e elementos. A idéia é que estes parâmetros reflitam outros não incluídos como compostos orgânicos, que apresentam elevado custo de análise. A aplicação do índice nos dados obtidos no presente estudo evidenciou a sua utilização, associado ao monitoramento, como uma importante ferramenta capaz de traduzir grande número de variáveis a comunidade, facilitando assim gestores no processo de tomada de decisões.

ABSTRACT

The aim of this work is to determine the physical-chemistries variables that could be used to qualify the aquatic ecosystem, relate them to the benthic community and establish approaches to infer about the quality of the water. This work took place in Gameleira stream (Uberaba, MG). The reference station was demarcated upstream and the experienced station downstream the influence of Industrial District III of Uberaba. Water was analyzed considering the following parameters: temperature, pH, electric conductivity, salinity, turbid, alkalinity, total solids, total iron, ammonia-nitrogen and total, total phosphorus, oils and greases, dissolved oxygen, biochemistry of oxygen demands, fecal coliformes, aluminum, antimony, arsenic, barium, beryl, bismuth, boron, cadmium, calcium, lead, cobalt, copper, chromium, tin, lithium, magnesium, manganese, mercury, molybdenum, nickel, potassium, silver, selenium, titanium, vanadium and zinc. In the sediment beyond the elements already cited were quantified silver, sodium, granulometric and percentage of organic matter. When pondered the parameters, total phosphorus, electric conductivity, dissolved oxygen, granulometric and elements it was verified that the experienced station met endangered by eutrophication, erosion and contamination. Among the used indexes for the benthic community, the richness and the Simpson's diversity index seem to be more efficient for pointing the better condition in reference stations. An index of water quality was proposed based on benthic community, physical-chemical parameters and on some elements potentially toxicant. It is believed that the inclusion of the parameters involve human values when pondering the colimetria and elements. Each category of date received the same burden in the index composition. The idea is that these parameters contemplate others not included, as composed organic, which represent high analysis cost. The application of the index in the obtained data evidenced its uses, associated to the monitoring, as an important tool capable of translating great number of variables to the community, facilitating the taking decisions process to the managers.

INTRODUÇÃO

O uso de bioindicadores em estudos de qualidade de água constitui importante ferramenta para a caracterização dos ambientes. Este princípio tem sido utilizado visando também a avaliação de impactos e estresses ambientais de origem antrópica (Junqueira & Heckman, 1998).

Inúmeros métodos têm sido desenvolvidos, baseados no sistema saprobiótico. O termo saprobia foi introduzido para exprimir a dependência dos organismos, associados a níveis taxonômicos, frente à decomposição da matéria orgânica (Kolkwitz & Marsson, 1908, 1909 apud Cairns & Pratt, 1993). Em todos os métodos é bem reconhecida a importância do zoobentos, com especial referência a ambientes lóticos, onde esta comunidade apresenta-se de forma mais rica e diversificada. Esta característica do zoobentos se deve à limitada capacidade locomotora, facilitando a análise espacial do efeito causado por poluentes, ao mesmo tempo em que demonstra habilidade em colonizar novos ambientes. Além disto, são afetados por perturbações ambientais em diferentes tipos de ambientes aquáticos e o grande número de espécies envolvidas oferece largo espectro de resposta a estresses ambientais (Rosenberg & Resh, 1993).

O biomonitoramento da comunidade bentônica tem sido, há muito tempo, uma ferramenta utilizada para o monitoramento de impactos em ambientes aquáticos (Muhar & Jungwirth, 1998). Os organismos bentônicos apresentam ciclo de vida mais longo, quando comparado aos organismos planctônicos, e podem integrar o efeito de condições ambientais por um longo período. Adicionalmente, eles são sedentários e mais fáceis de serem amostrados que organismos nectônicos, como os peixes. Esses organismos são frequentemente componentes importantes da dieta de várias espécies de peixes (Bedê *et. al.*, 1993; Pelli *et. al.*, 1997 a e b), e provêm uma importante ligação entre os produtores e os níveis tróficos mais elevados.

O sistema saprobiótico e a análise geral de indicadores foram desenvolvidos na Europa. Apesar de todo empenho para a disseminação da idéia, este princípio não foi bem aceito na América do Norte. De acordo com Cairns & Pratt (1993), três princípios favoreceram esta tendência: i) as espécies utilizadas na Europa eram diferentes das observadas na América do Norte; ii) a poluição observada na América do Norte era menos oriunda de carga orgânica, mais relacionanda à toxicidade, e iii) limnólogos norte-americanos eram resistentes a este conceito. Por estes motivos, os indicadores utilizados na América do Norte, foram, por vários anos, restritos a parâmetros físico-químicos.

Segundo Moulton (1998), existe uma grande controvérsia quanto à utilização de índices baseados na comunidade biológica e em algoritmos estatísticos. O autor pondera que métodos incorporando informações biológicas são mais adequados que aqueles que escapam desta abordagem.

Muitas vezes, a poluição da água tem sido mensurada através de parâmetros físico-químicos, apesar de ser um problema essencialmente biológico. Os resultados de uma análise físico-química refletem as condições de uma amostra em determinado tempo; enquanto que o

monitoramento biológico fornece um indicativo das condições passadas e atuais, sendo não somente uma medida instantânea, mas sim um registro do passado recente.

As propriedades físicas e químicas de águas correntes e seus efeitos na comunidade biológica são provenientes de numerosos fatores ambientais, como condições climáticas, razão produção/respiração, escoamento superficial de águas e efluentes industriais (Schleiter *et. al.*, 1999).

As questões relacionadas à eutrofização foram, durante muito tempo, o centro das atenções para limnólogos interessados em caracterizar os ambientes quanto aos diferentes graus de poluição. Wilhm (1975) chamou a atenção para outros agentes, também poluentes, além dos nutrientes limitantes à produção primária e secundária.

Inúmeros autores já salientaram os efeitos de alguns poluentes, como elementos químicos, em organismos (Weis, 1980; Grant *et. al.*, 1989; Patel & Kaliwal, 1989; Thaker, 1996). O zinco é um elemento-traço essencial a todos os organismos, estando presente em enzimas, proteínas e exercendo papel em vários aspectos, incluindo a replicação do material genético (Galdes & Vallee, 1983). Entre os invertebrados testados, os artrópodes representam o grupo mais sensível ao zinco. A toxicidade é maior em crustáceos marinhos adultos (Eisler, 1981) que larvas (Eisler, 1980), a elevadas temperaturas (McLusky & Hagerman, 1987), em águas menos duras (Paulauskis & Winner, 1988) ou mesmo em baixas concentrações de ácidos húmicos (Winner & Gauss, 1986). Os efeitos adversos do zinco em crustáceos incluem histopatologias (Patel & Kaliwal, 1989), redução do glicogênio (Hilmy *et. al.*, 1988) e retardo na regeneração dos tecidos (Weis, 1980).

Segundo Willis (1985), mesmo os resistentes *Oligochaeta* apresentam redução de suas densidades e riqueza próximo a efluentes com 146-213 µg/l de zinco. Spurgeon & Hopkin (1999) relatam padrão semelhante para anelídeos terrestres em região sujeita a emissão de chumbo, zinco e cádmio.

As questões relacionadas com o cádmio são complexas, já que envolvem inúmeras interações com outros elementos. Segundo Price & Morel (1990), o cádmio promove o crescimento do fitoplâncton quando este é limitado pelo zinco. Os autores argumentam que a substituição de elementos-traço pode ser uma estratégia comum para o fitoplâncton em algumas circunstâncias. Misturas de zinco e cobre apresentam efeitos sinérgicos quanto à toxicidade em vários organismos aquáticos (Sprague, 1986). Em animais superiores, o zinco potencializa a deficiência nutricional de cobre e a adição deste elemento à alimentação evidencia os efeitos da intoxicação por zinco (Tom *et. al.*, 1977).

Para copépodos marinhos, as misturas zinco-chumbo ou zinco-níquel apresentam um efeito aditivo na toxicidade destes elementos (Verriopoulos & Dimas, 1988). Nos ambientes marinhos, o chumbo é acumulado 10 vezes mais rapidamente em elevadas concentrações de zinco (Eisler, 1981).

Quanto aos metais, as informações disponíveis são fragmentadas e muitos dos mecanismos de ação são desconhecidos. O alumínio parece estar relacionado ao mal de Parkinson (Garruto *et. al.*, 1990); o arsênio é essencial, mas não para humanos (USEPA,

1988). Em ambientes aquáticos aeróbicos, o arsenito é oxidado a arsenato, que pode coprecipitar ou adsorver em óxidos de ferro hidratados e formar precipitados insolúveis com compostos de cálcio, alumínio e bário (USEPA, 1980).

As formas trivalentes e hexavalentes do cromo são importantes para os sistemas biológicos (Mertz, 1969), mas apenas a forma trivalente parece ser essencial para a síntese de gordura a partir da glicose e também para a oxidação da gordura a dióxido de carbono (Levander, 1975).

O manganês é um elemento essencial, funcionando tanto como um co-fator enzimático quanto constituinte de metaloenzimas, provavelmente, está relacionado com o metabolismo de carboidratos, lipídeos e a fosforilação oxidativa (Zidenberg-Cherr & Keen, 1987). A intoxicação por manganês é um processo lento e este elemento é aparentemente menos tóxico. Porém, segundo Rosenstock (1971), dependendo da via de administração e estado do elemento (Mn^{2+} é mais tóxico que Mn^{3+}), a intoxicação pode ser letal. Donaldson & Barbeau (1985) associam manifestações neurológicas e alterações bioquímicas ao manganês.

Outro elemento essencial é o magnésio, requerido no metabolismo humano para aproximadamente 300 reações enzimáticas. Sua deficiência pode causar desordem mental, problemas musculares, gastrointestinais e cardíacos (Anderson *et. al.*, 1975). Concentrações séricas de 5 a 10 meq/L (6 a 10 mg/dL) provocam alterações cardíacas e 15meq/L (18 mg/dL) provocam paralisia muscular, problemas respiratórios e coma seguido de morte (Berkow, 1977).

A prata não é um elemento essencial e sua presença nos animais superiores pode ser considerada como contaminação (Smith & Carson, 1977). Sua origem está relacionada principalmente a materiais utilizados na revelação de imagens fotográficas, além de adornos (Klaassen *et. al.* 1986). Em ambientes aquáticos, representa um sério problema. Sua toxicidade nestes ambientes depende, basicamente, da forma química. A prata iônica é rapidamente complexada e adsorvida por materiais suspensos e dissolvidos, usualmente presentes. Como apresentado por Wood *et. al.* (1994), o nitrato de prata é extremamente tóxico e apresenta DL 50 de sete dias igual a 9,1 $\mu\text{g/l}$ para a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*). Em ambientes marinhos, o nitrato de prata é menos tóxico aos peixes, porém igualmente letal aos invertebrados, independente da presença da prata iônica (Wood *et. al.*, 1995).

O cobre é um elemento essencial e abundante (Schroeder *et. al.*, 1966 apud Eisler, 1998). Para vertebrados, sua deficiência é acompanhada de anemia, distúrbios gastrointestinais, aneurismo da aorta, desenvolvimento anormal dos ossos e morte (Aaseth & Norseth, 1986 apud Eisler, 1998). Para a biota aquática, o cobre está entre os mais tóxicos metais pesados. Frequentemente acumulado causa danos irreversíveis a algumas espécies, em concentrações pouco acima do necessário para crescimento e reprodução (Hall *et. al.* 1988 apud Eisler, 1998).

Os efeitos iniciais do cobre no molusco *Mytilus edulis* são fechamento da valva, redução nas taxas de filtração e inibição cardíaca, respostas que servem para reduzir a assimilação do elemento, através do menor contato do mexilhão com o ambiente, reduzindo

também o fluxo sanguíneo no organismo (Gainey & Kenyon, 1990). Quatro espécies de *Daphnia* quando expostas ao cobre, apresentam redução da sobrevivência em concentrações superiores a 40µg/l, com concentrações entre 40 e 60 µg/l, apresentam alterações no crescimento e reprodução (Winner & Farrell, 1976). A biodisponibilidade e consequente toxidez do cobre à *Daphnia magna* e outros artrópodes aumenta com a acidificação do meio, forma iônica, alcalinidade, temperatura e diminuição de carbono orgânico dissolvido (Meador, 1991; Taylor *et. al.*, 1994; Zou & Bu, 1994).

O bário é um elemento-traço presente tanto em rochas ígneas quanto sedimentares; não ocorre na forma livre, estando normalmente associado a carbonatos ($BaCO_3$) e sulfato ($BaSO_4$). O bário é utilizado na indústria têxtil, eletrônica, de plástico, na produção de papel, vidro, lubrificante, cosméticos, fármacos e uma série de outras atividades (Brooks, 1986). Assim como o cálcio, encontra-se na coluna 2A da tabela periódica, apresentando propriedades semelhantes. Os sais de bário são solúveis na água, mas sua abundância é limitada devido à adsorção por óxidos e hidróxidos de outros metais (Hem, 1970). O bário não é considerado um elemento essencial aos humanos. Quando assimilado por mamíferos, concentra-se principalmente nos ossos e tecido conjuntivo; uma parcela menor fica no pulmão, pele e gorduras. Em elevadas concentrações, os sais de bário apresentam toxicidade aguda. Ocorrem vasoconstrição, peristaltismo da musculatura lisa, convulsão e paralisia, resultantes de estímulos no sistema nervoso central. Dependendo da dose e solubilidade dos sais de bário, a morte pode ocorrer em poucos dias (Stockinger, 1981).

Recentemente vários autores têm se preocupado em definir o termo “saúde dos rios” (Fairweather, 1999; Karr, 1999; Maddock, 1999; Maher *et. al.*, 1999; Norris & Thoms, 1999). Cairns & Pratt (1993) apontam que o objetivo, através do biomonitoramento com os macroinvertebrados bentônicos seria compreender os padrões que determinam a estrutura da fauna nativa e manejar o ambiente de forma a maximizar suas qualidades biológicas.

Segundo Townsend & Riley (1999), centenas de índices de qualidade de água foram elaborados recentemente, porém falham, primeiro porque se adequam a características locais. Segundo, existe uma complexidade inerente às características físicas e químicas e biológicas da água que interagem com o uso e ocupação do solo na área da bacia hidrográfica. Os autores acreditam que gerentes ou administradores que aplicam tais índices podem detectar mudanças que não estão ocorrendo ou mesmo não detectar alterações importantes que afetam a saúde do ambiente. Os índices focam algumas poucas variáveis, que não refletem a complexidade do ambiente. Townsend & Riley (1999) argumentam que o monitoramento é a única arma eficiente, ao lado dos índices de qualidade de água, que realmente podem dar embasamento, em diferentes escalas, ao manejo adequado dos recursos hídricos.

Muhar & Jungwirth (1998), afirmam que as características de um ambiente lótico podem ser retratadas de forma adequada através da mensuração de variáveis do habitat, e que todo o sistema pode ser resumido em alguns parâmetros importantes. Estes, por sua vez, podem ser utilizados como balisadores para monitoramento posterior. Estas características ou variáveis devem refletir como processos ou funções-chave a dinâmica espacial e temporal de

águas correntes, bem como as interações entre o rio e as áreas inundadas. Os autores discutem quatro características julgadas essenciais: 1) o regime de vazão, 2) as características morfológicas, 3) a conectividade lateral, e 4) o fluxo longitudinal. Os autores enfatizam que o regime de cheias e as barreiras físicas (hidroelétricas) são grandes alterações a que os ambientes lóticos estão sujeitos e que as quatro variáveis refletem todo o ambiente.

Ladson *et. al.* (1999) desenvolveram e testaram um índice para medir e auxiliar no manejo, em grande escala, de ambientes lóticos. É baseado em cinco componentes que retratam condições ambientais distintas. Os autores utilizaram a hidrologia, variáveis físicas, características das margens, parâmetros limnológicos e fauna de macroinvertebrados. Cada componente é analisado e pontuado em escala própria. O somatório das pontuações, que variam de zero a dez, fornece um índice que seria a base para comparações entre ambientes, bem como em tempos distintos.

A idéia e o desenvolvimento do trabalho de Ladson *et. al.* (1999) são realizados de forma consciente e elegante, porém as pontuações estão sujeitas à subjetividade e parâmetros fundamentais não são abordados, como elementos tóxicos e contaminação por compostos orgânicos.

Boulton (1999) faz uma revisão sobre o conceito de saúde dos rios e apesar das dificuldades apontadas, o mesmo acredita que índices são essenciais, pois podem ser compreendidos pela sociedade e evocam a mesma a participar do processo. Segundo o autor, a dificuldade está na escolha de quais parâmetros são importantes e quais realmente refletem as complexas condições ambientais em diferentes escalas. Ainda perdura a dúvida se variáveis, como densidade, concentração e abundância de espécies, são mais importantes que processos, como ciclagem de nutrientes e taxas de produção e consumo.

A incorporação dos conceitos de integridade ecológica (manutenção da estrutura e funcionamento do ecossistema) e valores humanos deve formar um conceito plausível de rio saudável. Entre os critérios ecológicos pode-se citar a sustentabilidade, a resiliência ao estresse, a capacidade de suportar e manter um sistema biológico integrado e balanceado possuindo processos e elementos característicos para cada região. A inclusão dos valores humanos pode ser referenciada como quantidade e qualidade para diversos processos (irrigação, indústrias e aquicultura), recreação, valor estético, e outros usos. Naturalmente, os usos múltiplos muitas vezes são conflitantes. Geração de energia e irrigação nem sempre são compatíveis, assim como potabilidade e aquicultura.

Infelizmente, muitos índices não possuem valor ecológico ou força para predições. A constituição de um índice depende de 1) uma seleção de variáveis em divergentes perspectivas (química *versus* biológica); 2) uma escolha baseada em tendências pessoais; 3) a adoção de uma única variável, melhor desenvolvida, mas que engloba outros parâmetros (como a idéia de variável guarda-chuva); e 4) a síntese que envolve diversas perspectivas (Boulton, 1999). Segundo o autor, um índice adequado deve ponderar os macroinvertebrados e valores humanos. Em inúmeros trabalhos, os macroinvertebrados retratam o ambiente, e este parâmetro é reflexo de um conjunto complexo de variáveis. Outro aspecto fundamental é a

simplicidade. Um bom índice com certeza deve ser claro, conciso, de fácil compreensão. Ainda segundo Boulton (1999), nenhum parâmetro isolado (físico, químico ou biológico) possui o poder de refletir as verdadeiras condições de um ambiente complexo.

Plafkin *et. al.* (1989), enumerada as seguintes vantagens do biomonitoramento:

- as comunidades biológicas são reflexo da integridade ecológica;
- as comunidades biológicas integram diferentes efeitos de poluentes distintos e fornecem uma idéia holística das condições ambientais;
- a rotina de monitoramento biológico é relativamente barata, quando comparada às análises físicas e químicas;
- o *status* da comunidade biológica é de interesse público, como medida de controle ambiental;
- onde critérios específicos de condições naturais não existem, a comunidade biológica pode ser o único parâmetro.

Para Resh *et. al.* (1996) apud Hauer & Lamberti (1996) o monitoramento baseado nos macroinvertebrados bentônicos apresenta as seguintes vantagens:

- são afetados por distúrbios em todos os tipos de ambientes;
- grande número de taxa oferece grande espectro de respostas às perturbações;
- a natureza sedentária de muitos grupos permite a análise espacial do distúrbio;
- a análise temporal é possível devido ao longo ciclo de vida de alguns grupos, que são afetados por distúrbios intermitentes;
- a análise quantitativa está bem desenvolvida e a coleta pode ser realizada usando-se equipamentos baratos;
- muitos métodos de análise têm sido desenvolvidos para a comunidade bentônica;
- a resposta de muitos grupos está esclarecida frente a diferentes distúrbios;
- macroinvertebrados bentônicos servem de alimento a várias espécies de peixes de interesse esportivo e comercial.

O mesmo autor cita algumas desvantagens desta abordagem:

- análises quantitativas requerem grande esforço, o que eleva o custo;
- existem dificuldades em relação à identificação de vários grupos taxonômicos;
- variações sazonais podem dificultar as interpretações dos resultados;
- macroinvertebrados bentônicos não são sensíveis a alguns tipos de distúrbios, como patógenos humanos e poluentes em concentrações-traço;
- outros fatores, além da qualidade da água, podem afetar a abundância e a distribuição da comunidade bentônica;
- excessivo número de métodos pode comprometer a análise.

A abordagem da comunidade bentônica, tendo como objetivo a utilização da mesma para indicar a saúde de rios não é uma tarefa fácil. Comunidades biológicas apresentam

peculiaridades e mecanismos de regulação que lhe são únicos. Assim, a interpretação de dados obtidos através da análise do bentos deve ser realizada à luz de conhecimentos inerentes a esta comunidade.

A competição tem sido considerada um dos principais fatores que determinam a distribuição das espécies (Van *et. al.*, 1999; Pinto-Coelho, 2000). A despeito da competição ser considerada como um dos principais fatores determinantes da estrutura da comunidade, Peckarsky (1996) observa que predadores e presa podem coexistir mesmo em sistemas abertos, não equilibrados. Entre os fatores abióticos, o oxigênio dissolvido e a velocidade da correnteza têm sido apontados como os fatores determinantes na distribuição do zoobentos. Temperatura e pH são fatores importantes somente em condições extremas (Palmer & Strayer, 1996). As características do sedimento também determinam, em parte, a distribuição e abundância dos organismos bentônicos (Esteves, 1988).

Os organismos aquáticos podem se deslocar ativamente ou podem ser carreados pela força da água (Wilzbach & Cummins, 1989). Como resultado do efeito de deriva, os ambientes lóticos à jusante sempre são colonizados com organismos característicos de ambientes diferentes. A colonização por zoobentos é um evento dependente de vários fatores aleatórios. Por exemplo, Glime & Clemons (1972) concluíram que a colonização pelo perifiton é uma forma de adequar o substrato, sendo este um possível determinante na taxa de colonização da macrofauna.

Courtney & Clements (1998), trabalhando com o efeito de fatores estressantes na comunidade bentônica em microcosmos, observaram que Plecoptera e Trichoptera são mais resistentes a metais (Cd, Cu e Zn) quando comparados aos Ephemeroptera, sensíveis não só a metais, mas à acidificação do meio. Os autores citam ainda que a deriva pode ser um melhor indicativo de estresse que a mortalidade, já que a resposta comportamental ocorre antes que efeitos fisiológicos sejam severos.

Patrick (1959) pondera que o padrão de colonização parece ser mais influenciado pela história de vida dos organismos e fatores ambientais do que por fatores aleatórios, como deriva. Em experimentos de adição de sedimento Rosemberg & Wiens (1978), observaram que a deriva de animais zoobentônicos acentua-se marcadamente com o acréscimo de sedimento a rios. Como observado por Patrick (1959), Hynes (1975) e Tevesz (1978), os predadores aparecem posteriormente no processo de colonização; ao contrário, Chironomídeos são hábeis em colonizar novos ambientes e habitam uma grande variedade de ambientes aquáticos diferentes, são tolerantes a grandes variações ambientais e são pioneiros na colonização de substratos artificiais. Na ausência de competição, os pioneiros podem rapidamente aumentar em densidade nos estágios iniciais de sucessão secundária. Partindo deste princípio, pode-se dizer que a ausência de níveis tróficos superiores, associada à abundância relativa de organismos representantes de níveis tróficos inferiores é consequência de um ambiente que sofre perturbação.

As causas dos distúrbios naturais que alteram parcelas da comunidade zoobentônica são diversificadas. É bem provável que a estrutura e dinâmica das comunidades de água doce estejam fortemente relacionadas com a frequência dos distúrbios.

Patrick (1982), em analogia às observações feitas por Simberloff & Wilson (1969), diz que a recolonização de “ilhas” ou “patch” feitas por artrópodes resulta em fauna mais diversa. Os novos imigrantes são espécies denominadas por comuns. Essas novas espécies são aquelas que apresentam grande potencial biológico em ambientes em estágios iniciais de sucessão secundária (Diamond, 1982). Em ambientes estáveis e maduros, espécies comuns são substituídas paulatinamente por guildas de especialistas cogenéricos ou relacionados, desde que haja uma fonte ou “continente” próximo, grande o suficiente para abrigar especialistas. Entretanto, as espécies fugitivas ou oportunistas, que se caracterizam pela elevada capacidade de dispersão e elevado potencial reprodutivo, conseguem se refugiar em ambientes perturbados ou pequenos o suficiente para inviabilizar a instalação de especialistas.

O interessante é trabalhar com a comunidade e não com espécies indicadoras. A substituição de espécies, predita pela teoria de estruturação de comunidades dinâmicas ou Teoria de Biogeografia de Ilhas (Mac Arthur & Wilson, 1967; Schoener, 1983), fornece uma adequada explicação para a ausência de algumas espécies indicadoras em alguns momentos, especialmente quando o objeto de estudo apresenta ciclo de vida relativamente curto para o pesquisador.

O sudeste brasileiro apresenta elevada taxa de ocupação, com conseqüente avanço de ações nocivas sobre o ambiente. Pior que a elevada taxa de ocupação é o investimento dado aos recursos naturais, utilizados até então como bens sempre renováveis e muitas vezes sem valor comercial. Não existe a preocupação com a manutenção da qualidade de água dos rios à jusante. Esta situação não é diferente no Triângulo Mineiro, onde Veredas cedem espaço ao cultivo da cana-de-açúcar. Este trabalho visa estabelecer critérios de qualidade de água com base na comunidade bentônica, em um pequeno córrego em área de vereda no Triângulo Mineiro. O córrego Gameleira, por ser a drenagem natural do Distrito Industrial III da cidade de Uberaba/MG, sofre impactos decorrentes do desordenado uso e ocupação do solo, degradação da vegetação ciliar, processos erosivos generalizados e por ter suas águas como descarga final para resíduos de origem industrial. O projeto também se justifica pela potencialidade do córrego Gameleira ser um dos responsáveis, a médio e longo prazo, pela eutrofização cultural do reservatório de Volta Grande.

O objetivo deste trabalho é determinar as variáveis físicas e químicas que poderiam ser utilizadas para tipificar o ambiente, relacioná-las à comunidade bentônica e, a partir disto, estabelecer critérios para inferir sobre a qualidade da água.

MATERIAL E MÉTODOS

LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

O córrego Gameleira tem suas nascentes em área de vereda. Localiza-se ao norte do município de Uberaba. Suas águas correm em direção ao rio Grande, que neste trecho é divisa entre os estados de Minas Gerais e São Paulo.

Três pequenas represas foram construídas no córrego Gameleira, sendo estas de pequeno porte, com reduzida profundidade média e em área de vereda (área de preservação permanente). Mais de um terço do curso do córrego é área de vereda, sendo que parte deste não apresenta curso d'água definido nem espelho d'água.

Na bacia do córrego Gameleira, foram demarcadas 2 estações de amostragem (Fig. 01). A rede de amostragem será descrita a seguir.

A Tabela 1 apresenta a localização geodésica das estações de coleta.

Tabela 01 - Localização geodésica das estações de amostragem no córrego Gameleira

Estações de amostragem	localização geodésica no globo terrestre	
Estação 1	19° 57' 15" S	47° 53' 59" W
Estação 2	20° 00' 35" S	47° 52' 30" W

A Figura 1 apresenta a área de estudo e a localização das estações de amostragem.

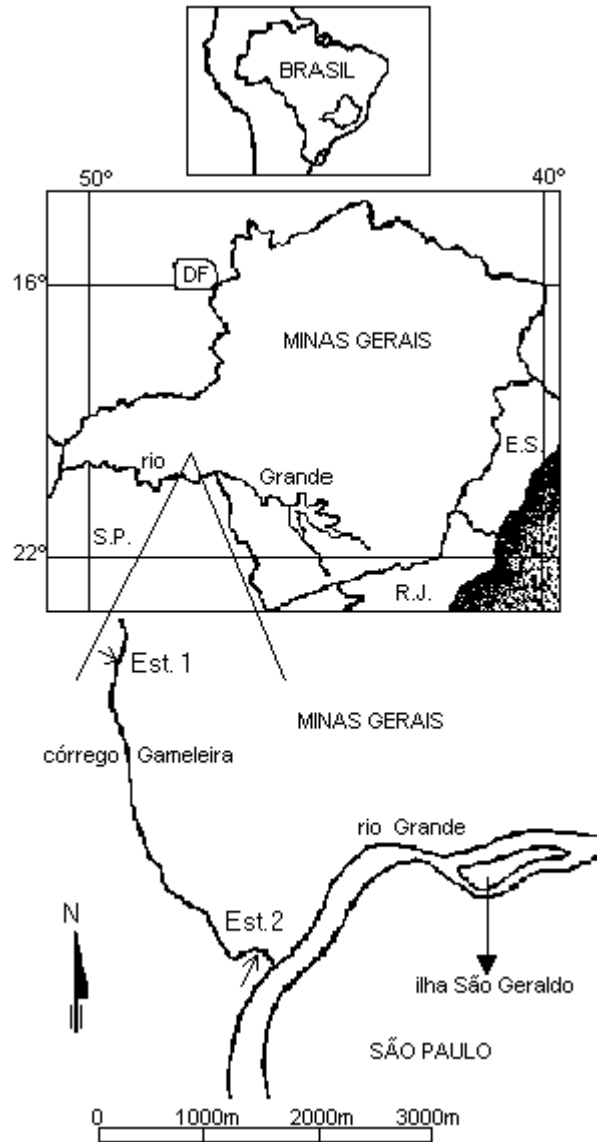


Fig. 01. Localização das estações de amostragem na bacia do córrego Gameleira.

As Figuras 2 e 3 retratam a estação de amostragem 1, e a Figura 4 apresenta uma vista parcial da estação de amostragem 2.



Figura 2. Vista parcial da vegetação ciliar próxima a estação de amostragem 1 e acesso para local de coleta.



Figura 3. Vista parcial da estação de amostragem 1.



Figura 4. Vista parcial da estação de amostragem 2.

A bacia do córrego Gameleira apresenta-se comprometida pelo uso indevido da sua área de drenagem, bem como pelas descargas de efluentes do Distrito Industrial III de Uberaba.

Vale ressaltar que toda a bacia sofre processos erosivos generalizados, devido principalmente ao uso e ocupação do solo de forma desordenada, que se faz notar mais acentuadamente no período de chuvas. Além disso, parece que mesmo com sistemas de tratamento dos efluentes, a FOSFÉRTIL (empresa localizada no Distrito Industrial III de Uberaba) contribui com carga significativa de fósforo para o córrego Gameleira.

Segundo Plafkin et. al. (1989), cabeceiras ou nascentes de rios são pouco produtivas, sendo caracterizadas por baixa abundância e riqueza de *taxa* nestes ambientes.

Estes autores afirmam, ainda, que mudanças na comunidade bentônica em relação a um ponto de referência são indicativos de “stress” ou danos ambientais; ainda segundo Muhar & Jungwirth (1998), um sítio de referência natural é a única forma de reconhecer alterações no ambiente. Com base neste princípio as estações foram demarcadas antes e após o córrego Gameleira sofrer influência do Distrito Industrial III de Uberaba.

A primeira estação de amostragem, demarcada como Estação 1 é na realidade um canal aberto na vereda para formação de um poço, servindo este para dessedentação de animais. O local de amostragem foi demarcado a montante do poço de dessedentação de animais. Esta estação apresenta calha central lenta, com pouca correnteza. A largura aproximada é de 0,5 m. O substrato é arenoso - argiloso. A ocorrência de perifiton, pode ser considerado como consequência de um ambiente estável, com pouco deslocamento e

transporte de sólidos. A vegetação ciliar, apesar de pouco preservada, apresenta boa cobertura.

Na estação de amostragem localizada no córrego Gameleira, a jusante do Distrito Industrial III de Uberaba (Estação 2); a largura aproximada é de 4 m, com área de remanso de 5%, aproximadamente. O substrato é arenoso-argiloso com abundante matéria orgânica em decomposição.

PARÂMETROS FÍSICOS QUÍMICOS E CLIMATOLÓGICOS

Os dados referentes às variáveis climáticas foram cedidos pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). Foram utilizados dados de um posto evaporimétrico que se localiza na Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Volta Grande, no município de Conceição das Alagoas / MG, referentes aos meses de coleta. Também foram utilizados dados de uma série histórica compreendida entre outubro de 1985 e fevereiro de 2001; neste caso foram utilizados os valores referentes à média de temperatura do ar e somatório da pluviosidade. Os dados podem ser observados nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2. Valores médios de temperatura do ar e chuva, obtida pelo pluviógrafo localizado na Estação Ambiental de Volta Grande da Companhia Energética de Minas Gerais, entre outubro de 1985 e fevereiro de 2001.

	valores médios entre os anos 1985 e 2001						
	fev	mar	abr	jun	ago	out	dez
temp. do ar (°c) (média)	26,8	26,3	25,1	20,6	22,6	26,3	26,5
chuva do pluviógrafo (mm) (total)	248,8	209,2	66,6	16,9	16,2	131,1	231,4

Tabela 3. Valores de temperatura do ar e chuva, obtida pelo pluviógrafo localizado na Estação Ambiental de Volta Grande da Companhia Energética de Minas Gerais, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

	1999							2000
	fev	mar	abr	jun	ago	out	dez	fev
temp. do ar (°c) (média)	26,9	26,6	24,1	21	22,7	27,4	27,2	28,5
chuva do pluviógrafo (mm) (total)	132,2	162,4	26,4	9,2	0	25,7	206,7	246,7

Todas as análises foram realizadas a partir de amostras de água coletadas na superfície e de sedimento. As coletas foram realizadas no período da manhã, padronizando assim as interferências decorrentes do ciclo diário. Foram realizadas coletas em fevereiro, março, abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 1999 e fevereiro de 2000.

A temperatura do ar foi medida na sombra com auxílio de um termômetro com precisão de 0,1° C. As determinações do pH, condutividade elétrica, temperatura da água, salinidade e turbidez foram feitas *in situ* com a Sonda Horiba modelo U 10. A alcalinidade foi medida por titulação potenciométrica, usando-se ácido sulfúrico 0,01 N como titulante e pH final de 4,35.

A análise de sólidos totais foi realizada por evaporação da amostra em banho maria e gravimetria.

As determinações de ferro total foram feitas pelo método da fenantrolina, utilizando curva-padrão com titrisol (Merck) e reagente Aquaquant (Merck 14404).

Nitrogênio amoniacal e total e fósforo total foram mensurados segundo as técnicas descritas em Mackereth *et. al.* (1978). As curvas-padrão somente foram aceitas quando o r^2 for superior a 0,96.

Óleos e graxas foram mensurados pelo método de extração Foxhlet.

O oxigênio dissolvido foi medido através da técnica de Winkler, modificada por Pomeroy & Kirchman (1945) e de acordo com Mackereth *et. al.* (1978). A demanda bioquímica de oxigênio foi feita pelo método de Winkler em estufa a 20° C por cinco dias.

Os coliformes foram determinados pelo método de tubos múltiplos.

Alguns parâmetros, considerados como básicos foram mensurados em todas as coletas, outros, de interesse específico, foram feitos com o objetivo de fornecer uma visão mais ampla da ambiente, ou quando houve suspeita de interferências, que poderiam ser verificadas por estes parâmetros. Sendo assim, apenas temperatura do ar e da água, pH, turbidez, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal, fósforo total, e oxigênio dissolvido foram mensurados em todas as campanhas. Os demais parâmetros foram medidos entre uma e cinco vezes, conforme interesse.

ELEMENTOS TOTAIS

A coleta de amostras de sedimento foi realizada com uma concha de mão com raio de 7,25 cm. Foram realizadas, para as análises físicas e químicas duas amostragens distintas: uma para porcentagem de matéria orgânica e granulometria e outra para elementos, sendo coletadas três amostras, homogeneizadas e então retirada alíquota. As amostras foram resfriadas até o momento da análise. Como conservante foi utilizado formol nas amostras de sedimento e 2,5 ml de ácido nítrico para um litro de amostra de água destinada a análise de elementos.

A determinação dos elementos totais foi realizada pelo método ICP (“inductively coupled plasma”) com digestão prévia em Água Régia (3:1, ácido clorídrico e ácido nítrico). Foram mensurados na água os elementos: alumínio, bário, berílio, bismuto, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, estanho, lítio, magnésio, manganês, molibdênio, níquel, potássio, prata, titânio, vanádio e zinco. As determinações de mercúrio foram feitas por

absorção atômica com geração de vapor frio. Antimônio, arsênio e selênio também foram quantificados por absorção atômica, porém através da geração de hidretos.

Para a determinação de elementos do sedimento foram realizadas análises, após digestão triácida, dos elementos prata, alumínio, bário, berílio, bismuto, boro, cálcio, cádmio, cobalto, cromo, cobre, ferro, potássio, lítio, magnésio, manganês, molibdênio, sódio, níquel, chumbo, estanho, titânio, vanádio e zinco. Estas determinações foram realizadas pelo método ICP, com chama física de argônio. A determinação de ferro em sedimento foi realizada através da Fluorescência de Raios-X após fusão com tetraborato de lítio. As determinações de mercúrio, antimônio, arsênio e selênio, no sedimento, foram realizadas como descrito anteriormente para amostras de água, porém uma alíquota de 1 grama da amostra sofreu “abertura” prévia, em meio ácido, a 150° C.

GRANULOMETRIA E PORCENTAGEM DE MATÉRIA ORGÂNICA

Para a análise de granulometria, as amostras foram secas durante 48 horas em estufa a 50° C. Esta temperatura foi escolhida para não modificar os argilo-minerais sensíveis a temperaturas elevadas. As porções maiores que 0,053 mm, secas em estufa, foram peneiradas em um aparelho agitador magnético (Bertel), na intensidade de vibração 6, por 30 minutos. A classificação de grãos utilizada é apresentada na Tabela 4.

A matéria orgânica foi determinada através de maceração de uma alíquota de 0,5 gramas da amostra seca, e incinerada em cadinhos de porcelana, a 600° C durante três horas. O resultado foi obtido pela diferença entre o peso seco da amostra inicial e o peso das cinzas originadas da combustão da mesma, e expresso em porcentagem de peso seco.

Tabela 4. Peneiras utilizadas e classificação dos grãos (*).

Peneiras escala mm	Classificação dos Grãos
1,18	Areia Muito Grossa
0,417	Areia Grossa
0,208	Areia Média
0,125	Areia Fina
0,053	Areia Muito Fina

(*) – conforme Suguio, 1973.

COMUNIDADE BENTÔNICA

A comunidade bentônica foi amostrada com o auxílio de um coletor, constituído de uma concha de mão com malha de 0,3 mm e raio de 7,25 cm, conforme o método de "dipping". Em cada campanha foram tomadas 3 amostras ao acaso. As coletas de amostras biológicas foram realizadas concomitantemente com as amostragens dos outros parâmetros. As densidades foram calculadas através de uma regra de três simples, baseando-se na área da concha e no número de indivíduos coletados. Na Estação de amostragem 2 o material foi coletado na margem direita.

O material foi retirado da água, tomando-se cuidado para minimizar as perdas, acondicionado em sacos plásticos e fixado no momento da coleta com solução aquosa de formol, com concentração final de aproximadamente 10%. No laboratório, após tamisação, com peneira inferior de malha igual a 0,30 mm, o material foi triado e identificado com o auxílio de um estereomicroscópio (Zeiss). Quando necessário, foi utilizado um microscópio triocular (Nikon).

Após a lavagem e triagem do material, o mesmo foi conservado em álcool 80% e posteriormente identificado e contado. A densidade foi expressa em números de indivíduos por m².

Foram utilizadas as chaves taxonômicas de Merritt & Cummins (1988) e Edmondson (1959).

A maior parte da identificação a nível de espécie foi realizada por especialistas. Nem todos os grupos foram identificados, principalmente devido a falta de chaves apropriadas e falta de especialistas em alguns grupos taxonômicos.

Para avaliação da qualidade da água, através da fauna zoobentônica foram utilizados os índices riqueza, densidade total e índice de diversidade de Simpson, conforme Magurran (1988). Também foi utilizado o índice BMWP, conforme Junqueira e Campos (1998), e o índice EPT conforme (Cairns & Pratt, 1993).

O método "Biological Motoring Working Party Score System" (BMWP) foi desenvolvido pelo National Water Council (1981) e adaptado por Junqueira & Campos (1998). O BMWP foi desenvolvido para ambientes temperados, com especial referência a ambientes lóticos. Este método pode ser utilizado em ambientes tropicais com algumas restrições, tomando-se o cuidado de comparar as pontuações obtidas somente entre comunidades amostradas com métodos iguais. Ao contrário de outros métodos, o método BMWP, que se baseia no sistema saprobiótico, não fornece classes de qualidade, mas sim uma pontuação que permite o uso do sistema de pontuação para a determinação da qualidade da água. Estes valores variam de um a dez e são estabelecidos para os diversos taxa de macroinvertebrados bentônicos, conforme a sua tolerância à poluição orgânica. A qualidade da água será tanto melhor ou pior quanto maior ou menor for o somatório das pontuações.

Os índices de diversidade são freqüentemente quantificados, visando fornecer um indicativo de "bem estar" dos sistemas ecológicos. Os autores ponderam vários índices de

diversidade; entre eles, a riqueza e o índice de Simpson são bons indicativos, aptos a descrever os sistemas biológicos (Magurram, 1988).

Outro índice amplamente utilizado é o EPT, que pondera a razão entre as densidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera com toda a comunidade, sendo estas três Ordens indicativas de boa qualidade de água.

A proporção entre a soma de Chironomidae e Oligochaeta em função de toda a comunidade na forma inversa, segundo Graça (1985) é um parâmetro capaz de indicar as condições ambientais.

O número total de *taxa*, a razão EPT e a pontuação obtidos pelo método BMWP podem ser considerados bons indicadores da qualidade da água, ou seja, refletem as condições gerais de determinado local. Inúmeras variáveis são combinadas determinando em conjunto a qualidade da água. Entre estas variáveis podemos citar a preservação das margens e do leito, as características físicas, químicas e geológicas da bacia, bem como os diversos usos a que os sistemas hídricos e adjacentes estão sujeitos. Baseando-se neste princípio, pode-se dizer que uma comunidade zoobentônica com elevado número de espécies, proporções elevadas de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera; altos valores de diversidade ou BMWP elevado será relacionada onde as condições favorecem. As condições favoráveis são reflexo de boa qualidade de água, bem como do uso racional dos recursos naturais.

O índice de similaridade de Jaccard foi calculado com base em Magurran (1988).

Segundo o Dr. R. Henry (com. pes., 1999) e Leung *et. al.* (2000), flutuações assimétricas são bons indicativos de estabilidade dos sistemas biológicos. Com base neste princípio, foi calculado o coeficiente de variação de alguns parâmetros da comunidade bentônica, conforme a seguinte equação:

$$(X_i - X_{i+1}) / \text{média anual}$$

onde: X_i = valor de um determinado parâmetro no i ésimo mês.

X_{i+1} = valor do mesmo parâmetro no mês consecutivo ao mês i .

ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para caracterizar as diferenças granulométricas dos sedimentos das Estações 1 e 2, foram realizados Teste t de Student, comparando, entre as estações, a proporção percentual das diferentes frações do sedimento.

Na tentativa de estabelecer padrões gerais para a comunidade bentônica, foram realizadas regressões múltiplas dirigidas (método de Stepwise), sendo as variáveis explicatórias, os parâmetros físico-químicos analisados. Para as análises foram utilizados apenas os conjuntos de dados das campanhas que apresentavam todas as variáveis por coleta.

Foram realizadas transformações em duas variáveis. O oxigênio dissolvido foi analisado em mg/l e em porcentagem de saturação e o pH foi analisado na forma tradicional e através do artifício de anti log, utilizando assim as concentrações dos íons H⁺.

As análises de stepwise foram realizadas segundo Draper & Smith (1981).

RESULTADOS

VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

Os resultados das análises físicas e químicas são apresentados nas Tabelas 5, 6, 7 e 8.

Tabela 5. Parâmetros limnológicos básicos, da Estação 01, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000, no córrego Gameleira, Uberaba-M.G..(Unidades: temperatura (°c); turbidez (FTU); condutividade elétrica (µs/cm); sólidos totais (mg/l); alcalinidade total (mg/l de CaCO₃); ferro total (mg/l) e nitrogênio total (µg/l).

data/ variáveis	temp. ar	temp. água	pH	turbi- dez	Condut. Elétrica	sólidos totais	alcalinida- de total	ferro total	nitrogênio total
fev/99	29.9	24.2	5.82	0	21				
mar/99	27	24	6.16	0	17			0.73	
abr/99	30.5	24.4	5.57	0	23	24	14.57	1.31	140
jun/99	26	22	6.26	0	17	23.6	16.75	1.70	240
ago/99	25.5	27.6	6.45	0	16	25.8	16.31		240
out/99	27	22.4	6.08	9	50	34.8	14		230
dez/99	34.5	24	6.23	4	47				
fev/00	30.0	24.4	5.9	4.3	23	42.6	10		190

Tabela 6. Parâmetros limnológicos básicos, da Estação 01, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000, no córrego Gameleira, Uberaba-M.G..(Unidades: nitrogênio amoniacal (µg/l); fósforo total (µg/l); óleos e graxas (mg/l); coliformes fecais (NMP/100 ml); oxigênio dissolvido (mg/l); demanda bioquímica de oxigênio (mg/l).

data/ variáveis	nitrogênio amoniacal	fósforo total	óleos e graxas	coliformes fecais	salinidade %	O. D.	D.B.O.
fev/99	18	10				6.5	
mar/99	39	9				6.9	
abr/99	45	12	1.72	2		6.9	
jun/99	1	5				6.7	
ago/99	10	9		2		6.7	
out/99	12	8		11	0.00	5.6	0.6
dez/99	21	11		0		3.6	
fev/00	6	4		280		10.3	1.36

Tabela 7. Parâmetros limnológicos básicos, da Estação 02, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000, no córrego Gameleira, Uberaba-M.G..(Unidades: temperatura (°c); turbidez (FTU); condutividade elétrica (µs/cm); sólidos totais (mg/l); alcalinidade total (mg/l de CaCO₃); ferro total (mg/l); nitrogênio total (µg/l).

data/ variáveis	temp. ar	temp. água	pH	turbi- dez	cond. elétrica	sol. totais	alcal. total	ferro total	nitrogênio total
fev/99	29.5	24.4	5.57	1	149				
mar/99	27.5	24.5	5.33	2	128			0.9	
abr/99	33	24.9	5.32	1	110	82	21.31	1.26	320
jun/99	29.5	19	5.89	3	110	82.2	22.18	1.39	170
ago/99	27.5	18.4	6.83	2	89	75.2	38.93		280
out/99	27	21.9	4.55	9	310	219.2	1.5		220
dez/99	34	24.5	5.69	5	258				
fev/00	28	25	5.18	3.7	151	158.2	15		360

Tabela 8. Parâmetros limnológicos básicos, da Estação 02, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000, no córrego Gameleira, Uberaba-M.G..(Unidades: nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g/l}$); fósforo total ($\mu\text{g/l}$); óleos e graxas (mg/l); coliformes fecais (NMP/100 ml); oxigênio dissolvido (mg/l); demanda bioquímica de oxigênio (mg/l).

data/ variáveis	nitrogênio amoniacoal	fósforo total	óleos e graxas	Coliformes fecais	salinidade %	O. D.	D.B.O.
fev/99	39	2287				0.5	
mar/99	67	1720				1	
abr/99	35	1567	1.87	21		1.5	
jun/99	101	1127				1	1.8
ago/99	31	1379		220		0.7	0.94
out/99	116	1526		7	0.01	1.3	0.4
dez/99	799	2968		900		1.1	
fev/00	32	2610		350		2.7	0.23

Os valores de temperatura do ar e da água mensurados nas estações de amostragem acompanharam a tendência sazonal. Nos meses de junho e agosto de 1999 foram observados os menores valores de temperatura (Figura 05).

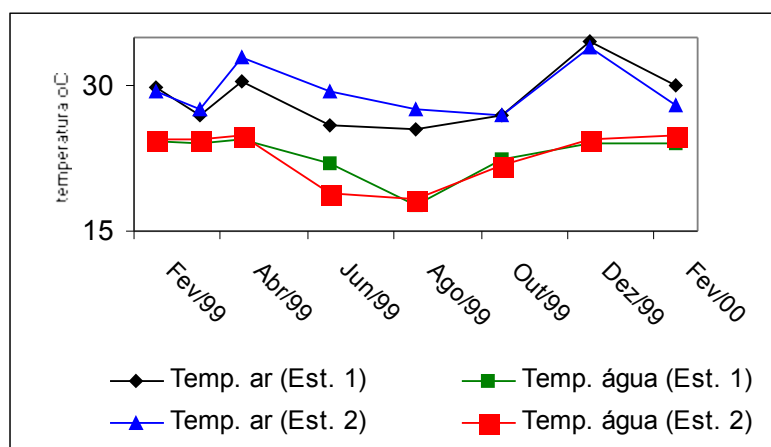


Figura 05. Variação sazonal dos valores de temperatura do ar e água, no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Por se tratar de um córrego que tem suas nascentes em uma Vereda, as águas são sempre ácidas. Os valores mínimos e máximos de pH, para as Estações 1 e 2 foram respectivamente, 5,57 e 6,45 e 4,55 e 6,83. Os valores observados são coerentes com os dados de alcalinidade total. Este parâmetro foi ligeiramente superior na Estação 2, exceto em outubro de 1999, quando os valores de alcalinidade total e pH foram muito inferiores na Estação 2 (Figuras 06 e 07).

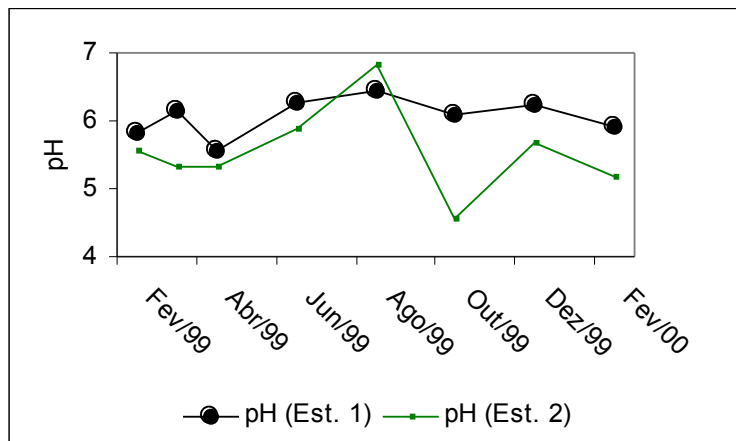


Figura 06. Variação sazonal dos valores de pH, no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

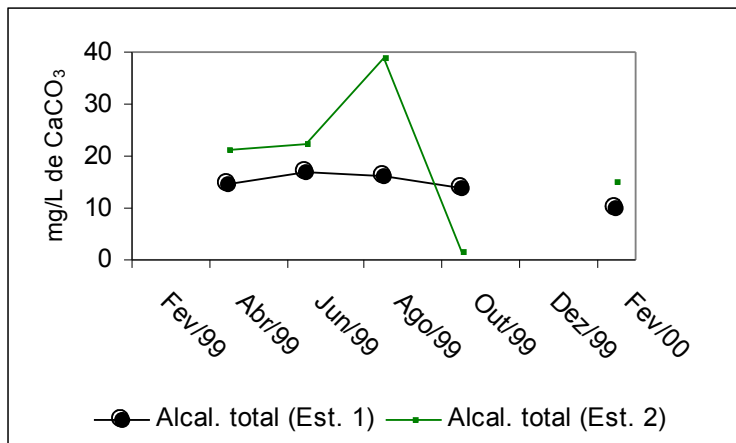


Figura 07. Variação sazonal dos valores de alcalinidade total (mg/l CaCO_3), no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre abril de 1999 e fevereiro de 2000.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através do antigo Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, publicou, em 18 de junho de 1986, a Resolução nº 20 que estabelece uma classificação das águas (Anexo 1). A Comissão de Política Ambiental (COPAM) do Estado de Minas Gerais, no dia 10 de janeiro de 1987, também publicou Deliberação Normativa sobre o mesmo assunto. Na realidade a deliberação da COPAM foi uma cópia quase fiel da Resolução do CONAMA, apresentando algumas diferenças quanto a efluentes industriais.

Na Resolução do CONAMA, as águas de Classe 2 se destinam a: 1) abastecimento doméstico, após tratamento convencional; 2) proteção das comunidades aquáticas; 3) recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho); 4) irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; e 5) criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

A Classe 2 por atender a diversos usos, será utilizada como parâmetro e para o curso d'água se enquadrar nesta Classe é necessário que o pH se mantenha entre 6,0 e 9,0. Das oito

amostragens realizadas na Estação 1, três campanhas revelaram águas com pH inferior a 6,0. Para a Estação 2, apenas uma em oito coletas revelaram águas com padrão aceitável para a Classe 2.

Na Estação de amostragem 1 foi observada uma tendência à sazonalidade do pH, sendo observados valores mais baixos nos meses de chuva, indicando assim águas mais ácidas.

A turbidez (Figura 08) mensurada no período de estudo apresentou-se sempre com baixos valores, exceto em outubro, quando várias alterações na qualidade da água foram observadas. Na Estação 1, o valor mínimo e máximo foi, respectivamente, zero e 9 FTU, enquanto que na Estação 2 se manteve entre 1 e 9 FTU.

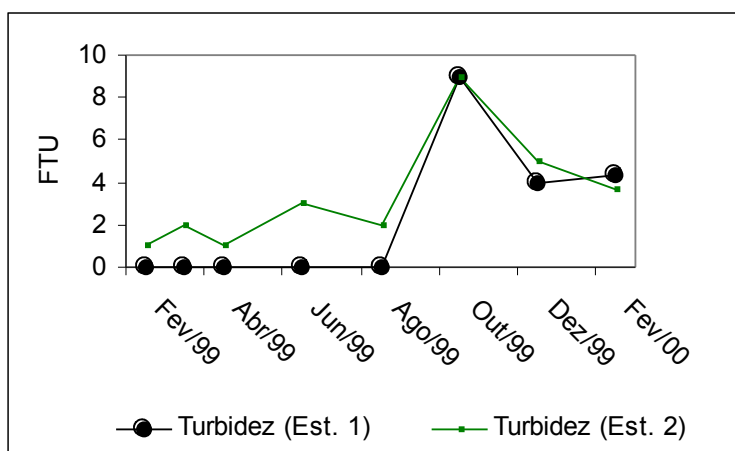


Figura 08. Variação sazonal dos valores de turbidez (FTU), no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

A condutividade elétrica e as concentrações de sólidos totais foram parâmetros que diferenciaram bem as estações (Figura 09 e Tabelas 5 a 8). A condutividade elétrica na Estação 1 apresentou o valor médio de 26,75 $\mu\text{s}/\text{cm}$, enquanto que na Estação 2 a média foi de 165,14 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Os valores mínimos e máximos foram, respectivamente, 16 e 50 $\mu\text{s}/\text{cm}$ na Estação 1 e 89 e 310 $\mu\text{s}/\text{cm}$ na Estação 2.

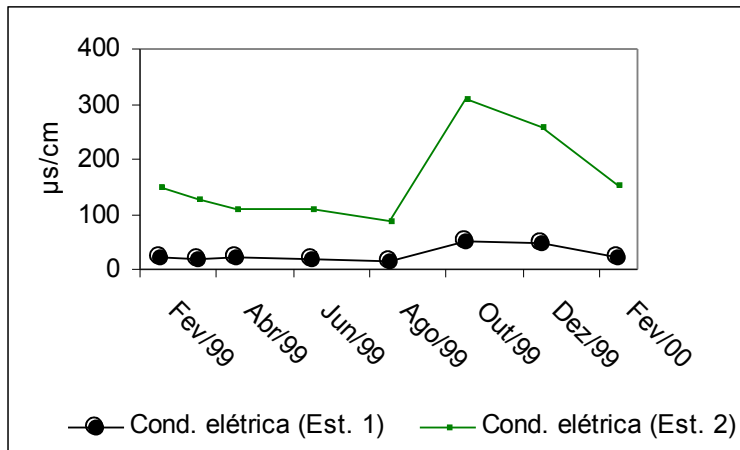


Figura 09. Variação sazonal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$), no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Observando os valores de pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais, alcalinidade total e também de salinidade, o mês de outubro de 1999 pode ser considerado atípico, quando comparado aos outros meses, especialmente para a Estação 2.

Segundo Esteves (1988), o ferro em ambientes com elevado potencial de oxidação, se precipita com o fósforo; este processo é favorecido em meio que tende a alcalino. Na Estação 1, os elevados valores de ferro associados às baixas concentrações de fósforo total e às elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, retratam esta associação (Figuras 10 e 11. Na Estação 2, observamos baixos valores de oxigênio dissolvido associados a elevados valores de ferro e fósforo total, o que poderia enquadrar a Estação 2 como hipereutrófica.

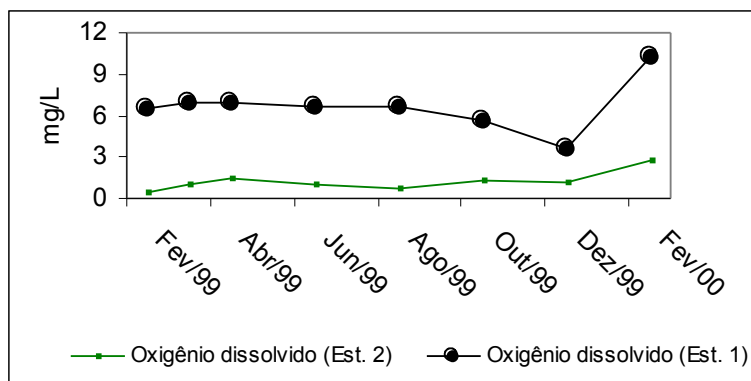


Figura 10. Variação sazonal dos valores de oxigênio dissolvido (mg/l), no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

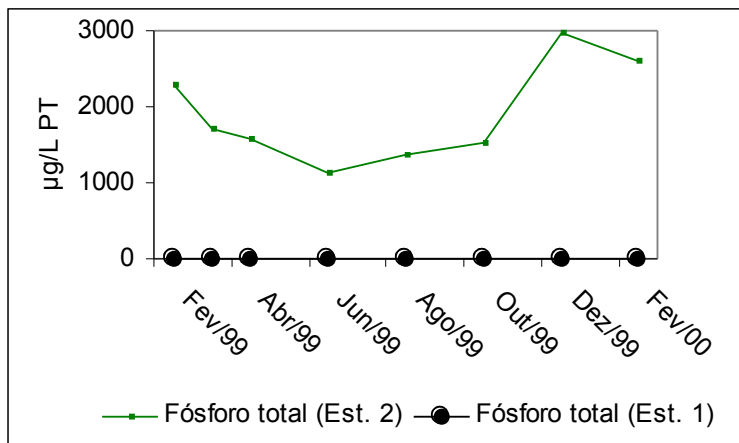


Figura 11. Variação sazonal dos valores de fósforo total ($\mu\text{g/l}$), no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Observando as concentrações de oxigênio dissolvido, a Estação 1 poderia ser identificada como de Classe 2 em todas as amostragens, exceto em dezembro de 1999, e a Estação 2 não se enquadraria na Classe 2 em nenhuma coleta.

Os valores mínimos e máximos para a porcentagem de saturação do oxigênio dissolvido nas Estações 1 e 2 foram, respectivamente, 45,32 e 129,67% na Estação 1, e 7,84 e 34,65% na Estação 2, evidenciando diferenças marcantes entre as estações de coleta.

Resultado semelhante é observado com o fósforo total. A Estação 1 é Classe 2 e a Estação 2 não se enquadra nesta categoria.

Conforme pôde ser observado pelos baixos valores de óleos e graxas e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), estas variáveis não constituem motivo de preocupação para o córrego Gameleira. Em abril de 1999, os valores mensurados de óleos e graxas foram de 1,72 e 1,87 mg/l para as Estações 1 e 2, respectivamente. Os valores mínimos e máximos de DBO foram 0,6 e 1,36 mg/l para a Estação 1 e 0,4 e 1,8 mg/l para a Estação 2 respectivamente. Os baixos valores observados de DBO para a Estação 2 ocorreram, provavelmente, em função de uma pequena cachoeira que se localiza à montante.

Na Estação de amostragem 1, os valores de colimetria foram baixos, exceto em fevereiro de 2000, quando também foram registrados 246,7 mm de chuva pelo pluviógrafo de Volta Grande. A colimetria registrada neste mês deve ser reflexo do escoamento superficial das áreas adjacentes destinadas a pastagens. Na Estação 2, os valores mínimos e máximos registrados foram 7 e 900 NMP/100 ml, indicando contaminação intermitente.

Segundo a Resolução do CONAMA e com base na colimetria das águas do córrego Gameleira, a Estação 1 se enquadra como “excelente” e a Estação 2 como “muito boa”.

As concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrogênio total, revelaram que um dos principais problemas, relativos a eutrofização do córrego Gameleira, se refere ao fósforo. As concentrações de nitrogênio foram baixas na Estação 1, quando comparadas à Estação 2. Os valores mínimos e máximos para as concentrações de nitrogênio amoniacal foram, respectivamente, nas Estações 1 e 2, 1 e 45, e 31 e 799 $\mu\text{g/l}$ (Figura 12).

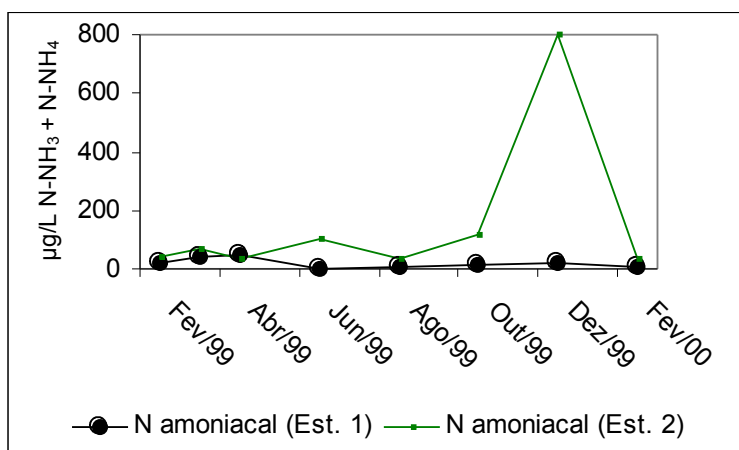


Figura 12. Variação sazonal dos valores de nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g/l}$), no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

A ordem de grandeza das concentrações de nitrogênio total mensuradas nas duas estações é a mesma (Figura 13). O valor médio foi ligeiramente superior na Estação 2 (270 $\mu\text{g/l}$) se comparado com a Estação 1 (208 $\mu\text{g/l}$).

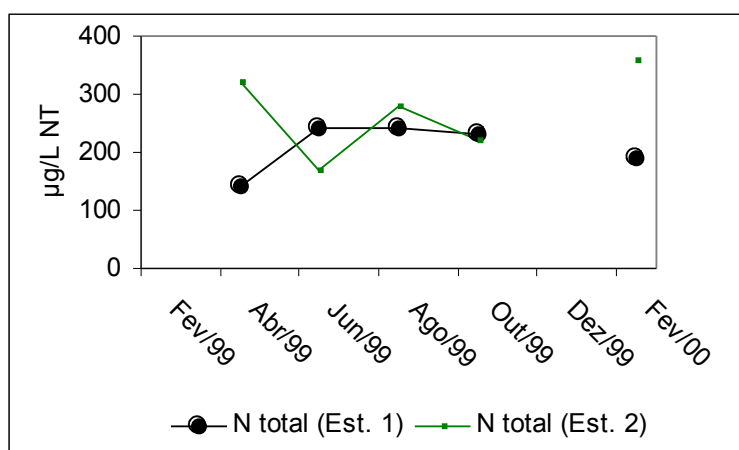


Figura 13. Variação sazonal dos valores de nitrogênio total ($\mu\text{g/l}$), no córrego Gameleira, nas Estações de amostragem 1 e 2, entre abril de 1999 e fevereiro de 2000.

ELEMENTOS TOTAIS

As análises dos elementos na Estação 2, conforme apresentado nas Tabelas 9, 10, 11 e 12; mostraram que estiveram acima do máximo permitido para águas de Classe 2, apenas os metais alumínio e manganês. Na Estação 1, além dos elementos já citados, estiveram em desacordo também o bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, lítio, níquel, vanádio e zinco. Vale ressaltar que, desconsiderado o mês de fevereiro de 1999, apenas manganês (0,16 mg/l em dezembro de 1999) e zinco (0,19 mg/l em fevereiro de 2000), estariam em desacordo com a referida Resolução do CONAMA (Tabela 2).

Tabela 9. Concentrações na água, na Estação 1, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000 de alumínio, antimônio, arsênio, bário, berílio, bismuto, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre e cromo no córrego Gameleira, Uberaba - MG.

elementos	Al	Sb	As	Ba	Be	Bi	B	Cd	Ca	Pb	Co	Cu	Cr
datas / unidade	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Fev-99	6,3	0	0	39	0	0	0	24	0,03	113	86	202	165
Mar-99	0	0	0	0,011	0	0	0	0	1,52	0	0	0	0
Abr-99	0	0	0	0,011	0	0	0	0	1,29	0	0	0	0
Jun-99	0	0	0	0,012	0	0	0	0	1,16	0	0	0	0
Ago-99	0,12	0	0	0,035	0	0	0	0	1,34	0	0	0	0
Out-99	0	0	0	0,016	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0
Dez-99	0,12	0	0	0,02	0	0	0	0,001	1,3	0	0	0	0
Fev-00	0	0	0	0,008	0	0	0	0	1,83	0	0	0	0

Tabela 10. Concentrações na água, na Estação 1, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000 de estanho, lítio, manganês, magnésio, mercúrio, molibdênio, níquel, potássio, prata, selênio, titânio, vanádio e zinco, no córrego Gameleira, Uberaba - MG.

elementos	Sn	Li	Mg	Mn	Hg	Mo	Ni	K	Ag	Se	Ti	V	Zn
datas / unidade	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Fev-99	0	7,6	0,1	0,06	0	5,9	46	0,02	0	0	2,2	898	106
Mar-99	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08
Abr-99	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06
Jun-99	0	0	0,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03
Ago-99	0	0	0,6	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08
Out-99	0	0	0,68	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dez-99	0	0	0,52	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
Fev-00	0	0	0,77	0,03	0	0	0	0,73	0	0	0	0	0,19

Tabela 11. Concentrações na água, na Estação 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000 de alumínio, antimônio, arsênio, bário, berílio, bismuto, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre e cromo no córrego Gameleira, Uberaba - MG.

elementos	Al	Sb	As	Ba	Be	Bi	B	Cd	Ca	Pb	Co	Cu	Cr
datas / unidade	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Mar-99	0,13	0	0	0,019	0	0	0,02	0,001	10,6	0,02	0	0	0
Abr-99	0,11	0	0	0,014	0	0	0,03	0	8,09	0	0	0	0
Jun-99	0,12	0	0	0,021	0	0	0	0	7,08	0	0	0	0
Ago-99	0,19	0	0	0,011	0	0	0	0,001	3,71	0	0	0	0
Out-99	2,6	0	0	0,068	0	0	0,11	0	18,6	0	0	0	0
Dez-99	0,13	0	0	0,009	0	0	0,1	0	12,9	0	0	0,01	0
Fev-00	0,09	0	0	0,007	0	0	0,22	0	10,6	0	0	0	0

Tabela 12. Concentrações na água, na Estação 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000 de estanho, lítio, manganês, magnésio, mercúrio, molibdênio, níquel, potássio, prata, selênio, titânio, vanádio e zinco, no córrego Gameleira, Uberaba - MG.

elementos	Sn	Li	Mg	Mn	Hg	Mo	Ni	K	Ag	Se	Ti	V	Zn
datas / unidade	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Mar-99	0	0	1,54	0,19	0	0	0	1,9	0	0	0	0	0,04
Abr-99	0	0	1,27	0,11	0	0	0	1,49	0	0	0	0	0,08
Jun-99	0	0	1,29	0,12	0	0	0	0,69	0	0	0	0	0,04
Ago-99	0	0	0,76	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
Out-99	0	0	2,5	0,53	0	0,01	0	2,6	0	0	0	0	0,06
Dez-99	0	0	2,27	0,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fev-00	0	0	1,71	0,15	0	0	0	3,05	0	0	0	0	0,03

No fim do mês de janeiro de 1999, ocorreram fortes chuvas concentradas em poucos dias. Entre os dias 26 de janeiro e 2 de fevereiro de 1999, foi registrada precipitação equivalente a 182,7 mm. É bem provável que os elevados valores de metais tóxicos registrados na Estação 1, em fevereiro, sejam reflexo das fortes chuvas que antecederam a coleta, sendo consequência de escoamento superficial das águas. Os valores registrados em fevereiro de 1999 são de ordem de grandeza bem superior aos valores registrados nos outros meses. Outro fator que deve ser considerado é a proximidade de uma rodovia (Filomena/Carta-Fina), a poucas dezenas de metros da nascente do córrego Gameleira. O escoamento de águas superficiais desta rodovia vai de encontro à nascente do córrego.

Os elementos ausentes no sedimento - berílio, bismuto, estanho e selênio - não foram detectados na coluna d'água, os demais elementos analisados apresentaram padrões distintos, sendo que alguns merecem destaque (Tabelas 13, 14, 15 e 16).

Tabela 13. Concentrações no sedimento, na Estação 1, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000 de prata, alumínio, arsênio, bário, berílio, bismuto, boro, cálcio, cádmio, cobalto, cromo, cobre, ferro e potássio, no córrego Gameleira, Uberaba - MG.

elemento	Ag	Al	As	Ba	Be	Bi	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
datas / unidade	ppm	%	ppm	ppm	ppm	Ppm	ppm	%	ppm	ppm	ppm	ppm	%	%
Fev-99	0	6,3	0	39	0	0	0	0,03	24	86	165	202	17	0,02
Mar-99	0	6,3	37	70	0	0	0	0,03	25	82	187	206	18	0,02
Abr-99	0	5,3	0	51	0	0	0	0,06	30	40	64	109	24	0,02
Jun-99	0	6,3	37	62	0	0	0	0,03	21	83	148	189	16	0,02
Ago-99	0	5,4	13	44	0	0	120	0,03	32	76	157	194	30,8	0,02
Out-99	0	6,1	8	43	0	0	437	0,03	0	72	163	189	2,5	0,02
Dez-99	0	4,8	5	462	0	0	12	0,36	4,7	25	82	49	5,5	1
Fev-00	0	1,6	8	42	0	0	102	0,77	0	0	0	3,8	29,1	0,19

Tabela 14. Concentrações no sedimento, na Estação 1, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000 de lítio, magnésio, manganês, molibdênio, níquel, sódio, chumbo, antimônio, estanho, titânio, vanádio, zinco, mercúrio e selênio, no córrego Gameleira, Uberaba - MG.

elemento	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	V	Zn	Hg	Se
datas / unidade	ppm	%	%	ppm	%	Ppm	ppm	ppm	ppm	%	ppm	ppm	ppb	ppm
Fev-99	7,6	0,1	0,06	5,9	0,02	46	113	0	0	2,2	898	106	0	0
Mar-99	7,2	0,09	0,06	0	0,03	45	111	0	0	2,1	925	110	59	0
Abr-99	3,6	0,07	0,08	0	0,04	24	79	0	0	1	392	126	485	0
Jun-99	7,3	0,1	0,07	0	0,02	46	112	0	0	2,1	849	99	0	0
Ago-99	6,9	0,09	0,06	0	0	40	97	0	0	4,7	824	96	0	0
Out-99	6,8	0,09	0,05	7,1	0,04	47	107	0	0	4,2	810	101	0	0
Dez-99	10	0,18	0,05	17	0,17	55	46	0	0	0,87	107	175	0	0
Fev-00	2139	5,7	0	0	3,8	0	8,5	9,9	0	0,02	0	52	0	0

Tabela 15. Concentrações no sedimento, na Estação 2, entre março de 1999 e fevereiro de 2000 de prata, alumínio, arsênio, bário, berílio, bismuto, boro, cálcio, cádmio, cobalto, cromo, cobre, ferro e potássio, no córrego Gameleira, Uberaba - MG.

elemento	Ag	Al	As	Ba	Be	Bi	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K
datas / unidade	ppm	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	%	ppm	ppm	ppm	ppm	%	%
Mar-99	0	5,5	0	360	0	0	0	1,27	6,5	39	98	128	6,2	0,67
Abr-99	0	5,3	16	414	0	0	0	0,32	3,2	27	99	40	4,2	0,96
Jun-99	0	5,3	0	443	0	0	0	0,37	0	25	72	38	4	0,93
Ago-99	0	4,4	2	437	0	0	0	0,34	4,6	21	64	35	5	0,99
Out-99	0	5,8	5	652	0	0	132	0,64	0	42	83	75	2,6	0,78
Dez-99	0	5,7	11	51	0	0	195	0,03	33	71	128	181	36,3	0,02
Fev-00	0	1,3	7	21	0	0	78	0,69	0	0	0	3,7	7,8	0,18

Tabela 16. Concentrações no sedimento, na Estação 2, entre março de 1999 e fevereiro de 2000 de lítio, magnésio, manganês, molibdênio, níquel, sódio, chumbo, antimônio, estanho, titânio, vanádio, zinco, mercúrio e selênio, no córrego Gameleira, Uberaba - MG.

elemento	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	V	Zn	Hg	Se
datas / unidade	ppm	%	%	ppm	%	ppm	ppm	ppm	ppm	%	ppm	ppm	ppb	ppm
Mar-99	10	0,39	0,1	0	0,19	37	75	0	0	2,3	198	204	70	0
Abr-99	9,7	0,2	0,16	0	0,16	44	52	0	0	0,7	101	136	0	0
Jun-99	9,1	0,18	0,11	0	0,16	25	46	0	0	0,7	97	184	0	0
Ago-99	8,9	0,18	0,03	7,3	0,16	36	47	0	0	0,78	96	164	0	0
Out-99	15	0,25	0,05	11	0,14	55	81	0	0	1,3	191	523	0	0
Dez-99	6,4	0,09	0,05	3,7	0,01	46	93	0	0	4	712	113	0	0
Fev-00	2070	5,5	0	0	3,8	0	11	13	0	0,02	0	51	0	0

O alumínio e ferro sempre estiveram em elevadas concentrações, provavelmente reflexo das características geológicas da região. Em fevereiro de 2000, quando as concentrações de magnésio foram elevadas, as concentrações de alumínio diminuíram proporcionalmente, enquanto que o chumbo apresentou redução nas concentrações. No mesmo mês as concentrações de sódio e lítio também apresentaram aumento significativo.

Alguns elementos tóxicos, considerados prejudiciais quando presentes na coluna d'água, apresentaram concentrações relativamente elevadas no sedimento. Entre estes, pode-se citar o bário, boro, cádmio, cobalto, cromo, cobre, níquel, chumbo, vanádio, zinco e mercúrio.

Quando comparamos as concentrações dos elementos no sedimento entre as estações de coleta, percebe-se que a Estação 1 apresentou maiores concentrações de vanádio, arsênio, cádmio e mercúrio, e a Estação 2 apresentou maiores concentrações de bário.

Em outubro de 1999 foram observadas alterações nas concentrações de alguns elementos. Na Estação 1, o boro teve suas concentrações elevadas enquanto que o ferro apresentou redução significativa. Na Estação 2 foi observado o mesmo padrão para o ferro e elevação nas concentrações de zinco.

GRANULOMETRIA E PORCENTAGEM DE MATÉRIA ORGÂNICA

As análises granulométricas evidenciaram marcantes diferenças entre as estações de amostragem.

As frações correspondentes a “areia muito grossa”, “areia grossa”, “areia média” e “areia fina” são proporcionalmente mais abundantes na Estação 1 (Figs. 14 e 15). Ao contrário, a Estação 2 apresenta sedimento caracterizado pelas maiores proporções relativas das frações “areia muito fina” e “silte e argila” (Tabelas 17 e 18).

Tabela 17. Granulometria do sedimento na estação de amostragem 01 no córrego Gameleira, Uberaba - M.G , no período de fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

partículas / data	Fev-99	Mar-99	Abr-99	Jun-99	Ago-99	Out-99	Dez-99	Fev-00
Muito Grossa	23,7	33,4	1,5	19,9	24	19,5	18,8	23,9
Grossa	16,1	16,9	27,5	15,8	17,5	21,6	18	19,5
Média	19,5	9,2	22,5	23,5	20,1	21,6	18,4	20,8
Fina	16	14,9	18,6	18,4	20,3	15	15,4	14,9
Muito Fina	18	14,3	15,7	13,1	14,7	10,5	14,5	9,4
silte e argila	6,7	11,4	14,2	9,3	3,2	11,8	14,9	11,5

Tabela 18. Granulometria do sedimento na estação de amostragem 02 no córrego Gameleira, Uberaba - M.G, no período de março de 1999 a fevereiro de 2000.

partículas / data	Mar-99	Abr-99	Jun-99	Ago-99	Out-99	Dez-99	Fev-00
Muito Grossa	38,3	5,4	2,9	5,4	12,2	2,3	5,6
Grossa	18,1	9,8	7,3	8,8	9,7	4,7	11,8
Média	10,6	6,7	8,5	11	7,8	14,8	10
Fina	9,2	16,6	17,6	20,8	11,4	20,4	17,7
Muito Fina	12,4	43,6	48,3	44,2	30,2	43,9	42,8
silte e argila	11,6	17,8	15,3	9,4	28,7	13,9	12,1

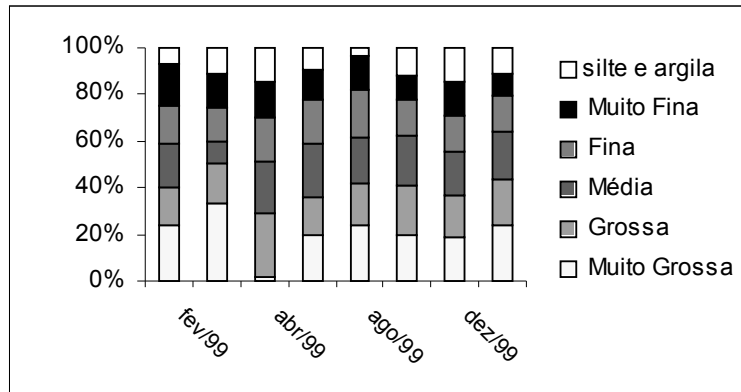


Figura 14. Distribuição granulométrica do sedimento no córrego Gameleira na Estação 1, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

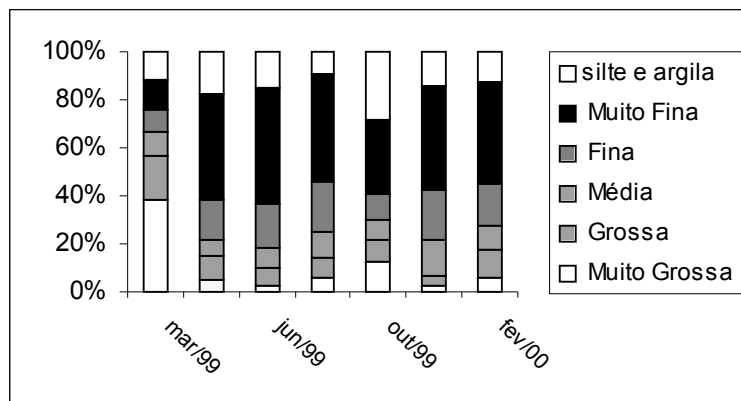


Figura 15. Distribuição granulométrica do sedimento no córrego Gameleira na Estação 2, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

A análise do Teste t de Student revelou diferenças significativas entre as estações de amostragem. Como apresentado na Tabela 19, a Estação 1 apresenta o sedimento predominado pelas partículas maiores, sendo esta diferença estatisticamente significativa em algumas frações do sedimento.

Tabela 19. Diferenças entre as frações de sedimento nas Estações 1 e 2, no período correspondente a fevereiro de 1999 a fevereiro de 2000 (*).

	Estação 1	Estação 2	p
areia muito grossa	C	c	-
areia grossa	A	b	0,001
areia média	A	b	< 0,001
areia fina	C	c	-
areia muito fina	A	b	< 0,001
silte e argila	C	c	-

(*) – letras diferentes indicam diferença estatisticamente significativa.

A análise de variância, realizada através do Teste t de Student não identificou diferença significativa entre as estações quanto ao teor de matéria orgânica expressa em porcentagem (MO% ou perda de peso por ignição). O sedimento da Estação 1 apresenta teor de MO maior que aquele da Estação 2 (Tabela 20). A média de %MO nas análises do sedimento da Estação 1 foi de 9,2%, enquanto que aquela da Estação 2 foi 7,2%.

Tabela 20. Porcentagem de matéria orgânica do sedimento nas estações de amostragem no córrego Gameleira, Uberaba - M.G, no período de fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

data/estação	Est. 1	Est. 2
Fev-1999	6,65	
Mar-1999	8,29	5,53
Abr-1999	7,67	3,26
Jun-1999	8,11	3,46
Ago-1999	7,95	2,91
Out-1999	6,72	4,15
Dez-1999	12,78	9,34
Fev-2000	15,72	21,67

COMUNIDADE BENTÔNICA

A análise da comunidade bentônica revelou fauna composta por 54 *Taxa* (Tabela 21), distribuídos em sete Filos e 18 Ordens. Os insetos foram o grupo com maior número de espécies registrados (Figuras 16 e 17), com 20 Famílias. As demais Ordens apresentaram riqueza bem inferior; Arachnida foi representada por 3 Famílias, seguida de Rhizopodea, Gastropoda e Crustacea com duas Famílias e, com uma Família, as Ordens Turbellaria, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Anura e o Filo Nematoda.

Foram registrados 39 *taxa* na Estação 1, qualitativamente mais rica que a Estação 2, com apenas 24 *taxa*. O índice de similaridade de Jaccard foi baixo, equivalente a 0,167.

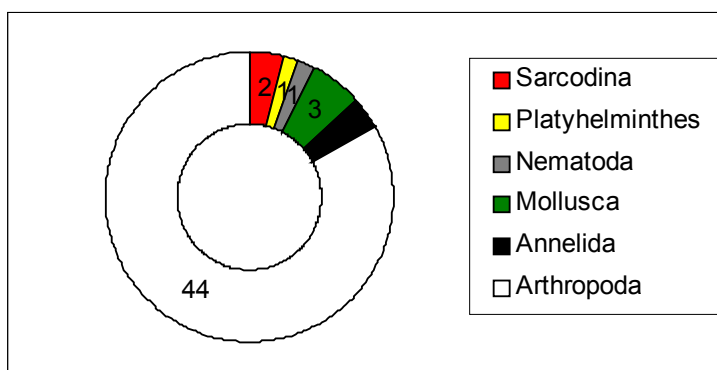


Figura 16. Composição da comunidade bentônica total no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

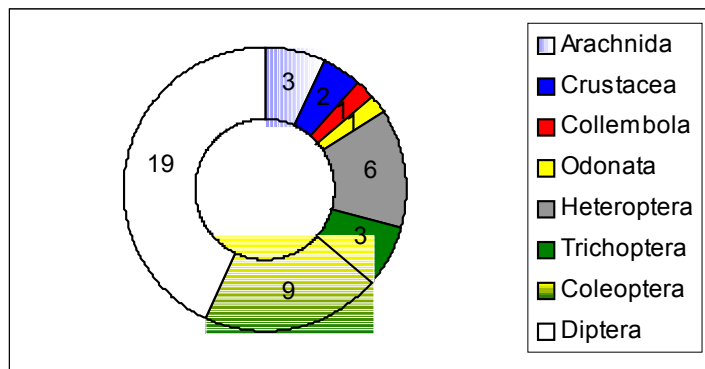


Figura 17. Composição do Filo Arthropoda amostrado no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Collembola foi um grupo exclusivo da Estação 2, enquanto que Tricladida, Hydracarina, Crustacea, Odonata, Trichoptera e Anura foram amostrados somente na Estação 1 (Tabela 21).

Apesar da identificação dos Chironomidae ter sido feita a nível genérico, nas contagens nem sempre foi possível esta distinção, assim os gêneros *Ablabesmyia*, *Clinotanypus*, *Procladius*, *Fittkaumyia* e *Larsia* foram agrupados em Tanypodinae.

Como pode ser observado na Figura 18, a curva acumulativa de espécies para as estações de amostragem apresenta tendência bem diferenciada. Não foi objetivo deste trabalho levantar o número total de espécies das estações, mas a figura apresenta, claramente, uma tendência de incremento do número de espécies na Estação 1 e uma tendência a estabilização do número de espécies na Estação 2.

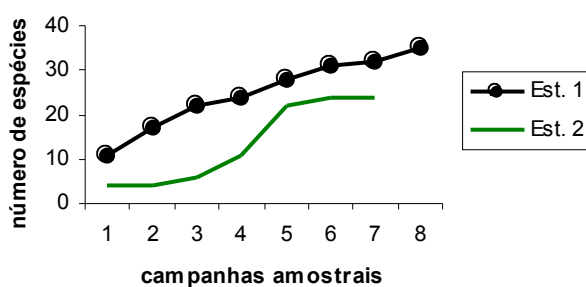


Figura 18. Curva acumulativa do número total de espécies nas Estações de amostragem 1 e 2 no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Tabela 21. Lista total de espécies coletadas nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, Delta/MG, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Filo	Classe	Ordem	Família	Espécie	Est. 01	Est. 02
Sarcodina						
	Rhizopodea					
		Testacida				
			Microcoryciidae	<i>Cyclopyxis impressa</i> (Daday)	x	x
	Lobosia					
		Arcellinida				
			Diffugiidae	<i>Diffugia urceolata</i> Carter	x	x
Platyhelminthes						
	Turbellaria					
		Tricladida				
		-		Tricladida 1	x	
Nematoda						
	-					
		-		Nematoda 1	x	x
Mollusca						
	Gastropoda					
		Basommatophora				
			Ancylidae	Ancylidae 1		x
		Mesogastropoda				
			Thiaridae	Thiaridae 1	x	
	Bivalvia					
		Veneroida				
			Sphaeriidae	Sphaeriidae 1	x	
Annelida						
	Oligochaeta					
			Tubificidae	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	x	x
			Tubificidae	<i>Pristina americana</i>	x	
	Hirudinea					
		-				
		-		Hirudinea 1	x	x
Arthropoda						
	Arachnida					
		Prostigmata				
			Unicolidae	<i>Neumania</i> sp.	x	
			Arrenuridae	<i>Arrenurus</i> sp.	x	
			Unionicolidae	<i>Konikea</i> sp.	x	
	Crustacea					
		Ostracoda				
		-		Ostracoda 1	x	
		Cyclopoida				
			Cyclopodidae	<i>Eucyclops</i> sp.	x	
	Insecta					
		Collembola				
			Isotomidae	<i>Isotoma (Desoria)</i> cf. <i>fideli</i> R & I, 1962		x
		Odonata				
			Libellulidae	<i>Pantala flavescens</i>	x	
		Hemiptera				
			Belostomatidae	<i>Belostoma plebejum</i> (Stål, 1858)		x
			Corixidae	<i>Sigara (Tropocorixa) chrostowskii</i> J, 1927		x

continua...

Tabela 22. Número de indivíduos por m² (valores médios entre as tréplica) amostrados na Estação 1, no córrego Gameleira, Uberaba - MG, no período de fevereiro de 1999 a fevereiro de 2000.

	Fev-99	Mar-99	Abr-99	Jun-99	Ago-99	Out-99	Dez-99	Fev-00
<i>Cyclopyxis impressa</i>	22	671	1061	1429	1451	693	3659	173
<i>Diffugia urceolata</i>			43				22	
Tricladida 1		22						
Nematoda 1			22	108	22	22		87
Sphaeriidae 1	22	22	22			22	43	
Thiaridae 1	22							
Oligochaeta 1	130	520	325	87	844	130	108	238
Hirudinea 1		22	22	65		65		
<i>Neumania</i> sp.				22		22	43	
<i>Arrenurus</i> sp.						22		
<i>Konikea</i> sp.			22					
Ostracoda 1	22	130	671	22	87	650	780	
<i>Eucyclops</i> sp.	22	65	1083	606	152	152	520	
<i>Pantala flavescens</i>	65	22	130	65	65			
<i>T. incerta</i>				22				
<i>R. Heydeni</i>								22
<i>Oxyethira</i> sp. L		43		87	65		22	
<i>Oxyethira</i> sp. P				108	22			
Hydroptilidae 1					43			
Polycentropodidade 1		22						
Hydroporinae 1						22		
Carabidae 1								22
<i>Culicoides</i> sp. L	238	130	368	411	888	325	281	22
<i>Culicoides</i> sp. P		22			43			
<i>Monohalea</i> sp.					65	65		
<i>Probezzia</i> sp. 1	130	65			152	65	87	
<i>Probezzia</i> sp. 2					43			
<i>Atrichopogon</i> sp.			22					
<i>Chironomus</i> sp.					22			
<i>Cladopelma</i> sp.							22	
Tanypodinae L	368	1321	2295	909	3010	736	2187	152
Tanypodinae P			43	87				
<i>Fittkauimyia</i> sp.								22
Dolichopodidae 1 L		22						
Dolichopodidae 1 P			22	22	22			
<i>Chysops</i> sp. 1	22							
<i>Chysops</i> sp. 2		65						
<i>Limnophila</i> sp.			22		22			
Culicidae 1						65		

Tabela 23. Número de indivíduos por m² (valores médios entre as tréplica) amostrados na Estação 2, no córrego Gameleira, Uberaba - MG, no período de março de 1999 a fevereiro de 2000.

	Mar-99	Abr-99	Jun-99	Ago-99	Out-99	Dez-99	Fev-00
<i>Cyclopyxis impressa</i>			563	2057	22	65	1191
<i>Diffugia urceolata</i>				43			
Nematoda 1					43	43	22
Ancylidae 1					22		
Oligochaeta 1	1906	9917	106645	37418	4461	69508	6561
Hirudinea 1					22		
<i>Isotoma cf. Fideli</i>					43		
<i>B. plebejum</i>				22			
<i>Sigara chrostowskii</i>			22				
<i>T. incerta</i>					65		
<i>M. amoena</i>				43			
<i>M. mulsanti</i>					43		
<i>Tropisternus</i> sp. 1						87	65
<i>Tropisternus</i> sp. 2					22		
<i>Berosus</i> sp.						22	
<i>Crenitis</i> sp. L					43		
Hydroporinae 1				22			
Noteridae 1					22	22	
Noteridae 2					65		
Noteridae 3					43	585	
<i>Culicoides</i> sp.	130		108		22		
<i>Chironomus</i> sp. L	4417	2252	10134	2598	3096	7471	108
<i>Chironomus</i> sp. P	22	22	130				
<i>G. holoprasinus</i>				43			
Ephydridae 1 L						22	
Ephydridae 1 P	22	22				43	

Os dados referentes ao número total de espécies, a densidade total, o índice de diversidade de Simpson (na forma inversa segundo Magurran, 1988), a pontuação obtida pelo método BMWP e a razão entre as Ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, em função de toda a comunidade (EPT) podem ser observados nas Tabelas 24 e 25.

Tabela 24. Número de espécies, densidade total, índice de diversidade de Simpson, BMWP e EPT da comunidade bentônica, na Estação 1, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

	Fev-99	Mar-99	Abr-99	Jun-99	Ago-99	Out-99	Dez-99	Fev-00	média
número de espécies	11	15	15	13	16	15	12	8	13,1
densidade total	1.061	3.161	6.171	4.049	7.037	3.053	7.752	736	4.128
Índice de Simpson - 1/D	4,849	3,975	4,601	4,740	3,889	5,888	3,138	4,573	4,456
BMWP	16	31	12	17	15	17	15	11	16,8
EPT / total x 10 ³	0,0	21,0	0,0	50,6	18,9	0,0	2,8	0,0	11,7

(*) – BMWP segundo Junqueira & Campos (1998)

Tabela 25. Número de espécies, densidade total, índice de diversidade de Simpson, BMWP e EPT da comunidade bentônica, na Estação 2, no córrego Gameleira, entre março de 1999 e fevereiro de 2000.

	Mar-99	Abr-99	Jun-99	Ago-99	Out-99	Dez-99	Fev-00	média
no de espécies	5	4	6	8	15	10	5	7,7
densidade total	6.496	12.213	117.601	42.246	8.034	77.867	7.947	38.915
Índice de Simpson – 1/D	1,807	1,441	1,205	1,265	2,188	1,241	1,420	1,519
BMWP	6	3	6	3	35	7	7	9,6
EPT / total x 10 ³	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

(*) – BMWP segundo Junqueira & Campos (1998)

Os dados evidenciam diferenças marcantes entre as estações de amostragem. O número e a diversidade de espécies são bem superiores na Estação 1, o que segundo Magurran (1988) é um indicativo de bem estar para o ambiente (Figura 19). A riqueza variou entre 4 e 15 espécies na Estação 2, com média de 7,7 espécies coletadas por amostragem; já na Estação 1, os valores mínimos e máximos foram respectivamente 8 e 18, com média de 14,0 espécies.

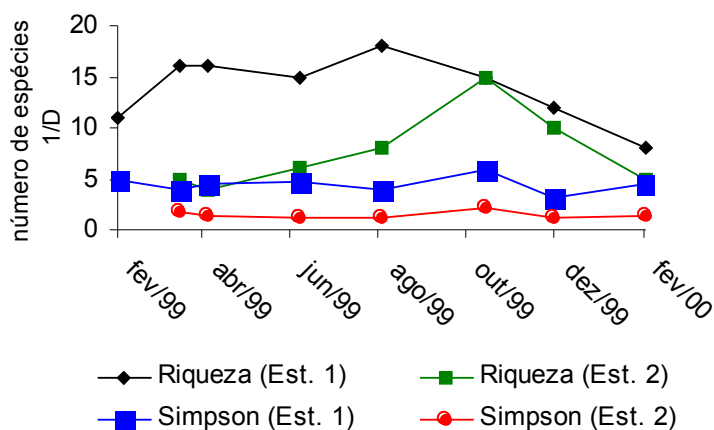


Figura 19. Riqueza em espécies e índice de diversidade de Simpson nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

A densidade total sempre foi inferior na Estação 1, o que provavelmente é consequência do grau de trofia deste ambiente (Figura 20). Os valores aproximados mínimos e máximos foram, respectivamente, 1.000 e 8.000 ind./m² na Estação 1 e 6.000 e 120.000 indivíduos/m² na Estação 2.

O índice EPT evidenciou diferenças marcantes entre as estações de amostragem (Figura 21). Os Ephemeroptera e Plecoptera não foram registrados na área de estudo, e o índice foi reflexo direto das concentrações relativas dos Trichoptera.

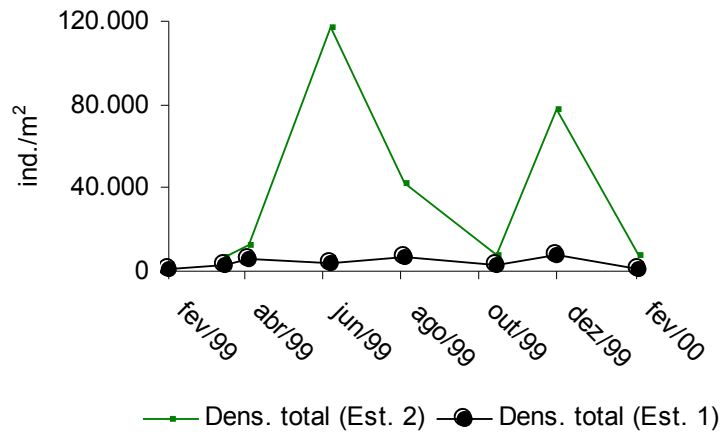


Figura 20. Densidade total dos organismos zoobentônicos nas Estações de amostragem 1 e 2 no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

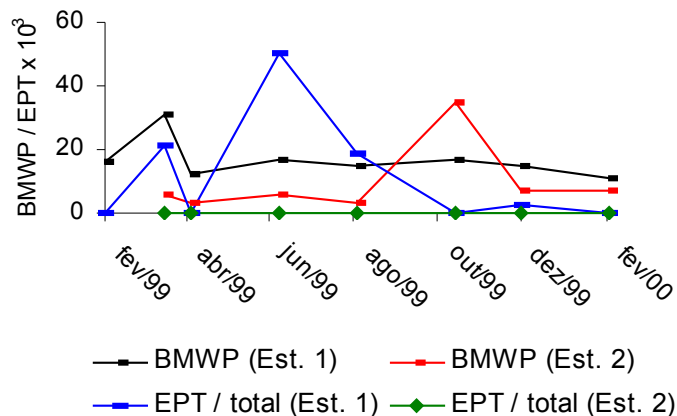


Figura 21. Pontuação obtida pelos índices BMWP e EPT para a comunidade zoobentônica nas Estações de amostragem 1 e 2 no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

O índice BMWP reflete a poluição orgânica do ambiente. Para a Estação 1, os valores mínimos e máximos foram 11 e 31, com média igual a 16,8. A Estação 2 apresentou valores que oscilaram entre 3 e 35, com média igual a 9,6.

A Estação 2 apresentou valor máximo para o BMWP superior ao valor máximo da Estação 1, o que a princípio pode indicar melhores condições ambientais na Estação 2. Henry (com. pess., 1999) e Leung *et. al.* (2000) argumentaram que flutuações assimétricas são bons indicativos de estresse e fornecem boa visão da estabilidade do sistema. Para os valores de densidade e índice BMWP, observamos fortes oscilações na Estação 2, o que pode ser considerado como reflexo de ambiente estressado e sob impactos (Figuras 22, 23, 24 e 25).

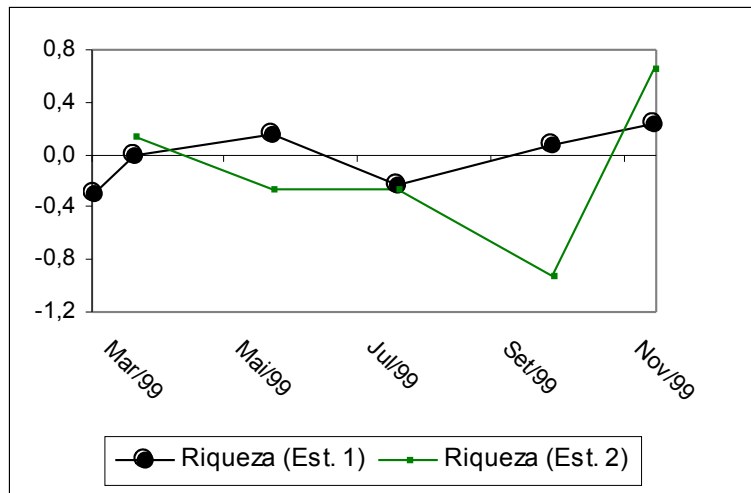


Figura 22. Flutuação mensal em razão da média anual obtida para a riqueza para a comunidade zoobentônica nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

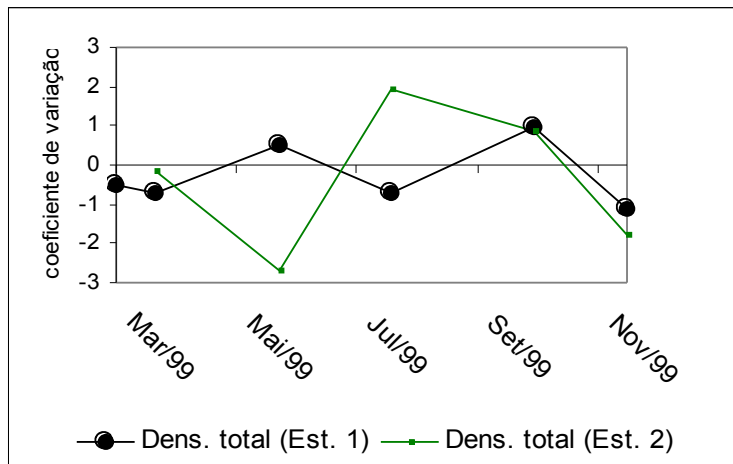


Figura 23. Flutuação mensal em razão da média anual obtida para a densidade total para a comunidade zoobentônica nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

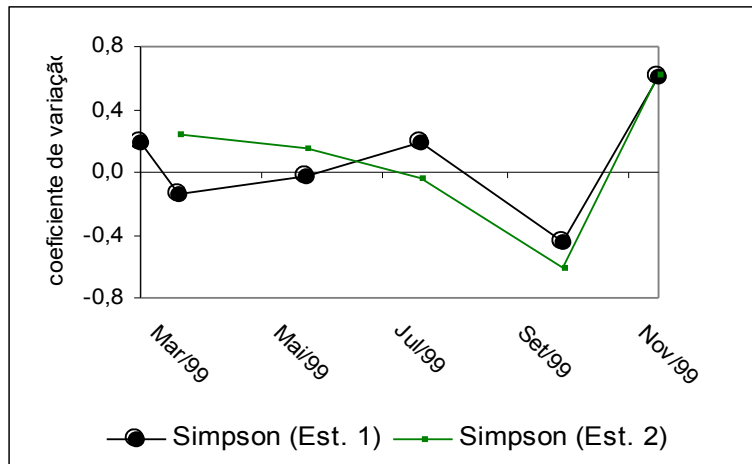


Figura 24. Flutuação mensal em razão da média anual obtida para o índice de diversidade de Simpson para a comunidade zoobentônica nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

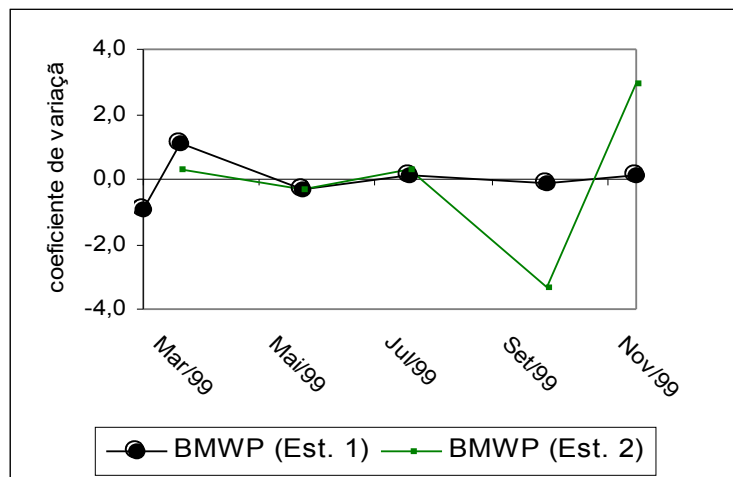


Figura 25. Flutuação mensal em razão da média anual obtida para o índice BMWP para a comunidade zoobentônica nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

A Figura 26 apresenta a proporção entre a soma de Chironomidae e Oligochaeta em função de toda a comunidade na forma inversa.

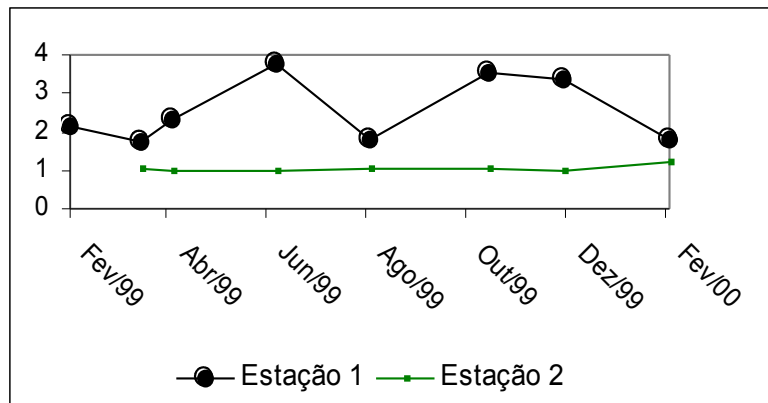


Figura 26. Flutuação mensal para a razão entre os Chironomidae e Oligochaeta em função de toda a comunidade para a comunidade zoobentônica nas Estações 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Na tentativa de estabelecer padrões para explicar os índices extraídos da comunidade bentônica, foram realizadas regressões múltiplas dirigidas (método de stepwise). Para a Estação 1, o “n” amostral foi 8, enquanto que para a Estação 2, foi 7; o grau de liberdade foi considerado como sendo igual a $n - 2$. A Tabela 26 apresenta as equações, sendo consideradas apenas aquelas em que o valor de “p” foi inferior ou igual a 5%.

Parte da variação da riqueza da comunidade bentônica na Estação 1 (Equação 1) é explicada pela sazonalidade evidenciada pela precipitação. Este padrão apresenta correlatos na literatura. O período de chuvas corresponde ao intervalo de tempo em que observa-se maior deriva, estimulada pelas elevadas concentrações de sólidos.

Tabela 26. Equações obtidas pelo método stepwise com respectivos valores de t, R² e fator determinante da variável independente.

Local de amostragem	equação	Teste T	R ² (%)	fator determinante
Estação 1	1) $N = 15,89 - 0,03205 \times$ precipitação	- 66,32	99,95	precipitação
Estação 1	2) $Dens. \text{ tot.} = 4496 + 15,9 \times$ [Ba] (sedimento) - 19,6 x precipitação	- 2,91	74,80	bário e precipitação
Estação 1	3) $1/D = 3,210 + 0,05457 \times$ condutividade elétrica	7,58	96,63	condutividade elétrica
Estação 1	4) $BMWP = 0,4324 + 0,56847$ x % areia muito grossa + 0,24285 x [NH ₃]	2,64	75,45	granulometria e nitrogênio
Estação 1	5) $EPT = 477,1 - 11,9839 \times$ temp. do ar - 9,5419 x % areia fina	3,38	87,75	temperatura e granulometria
Estação 2	6) $N = 1,09 + 33,36 \times$ [Mn] (água)	6,87	90,42	manganês
Estação 2	7) $Dens. \text{ Tot.} = 427.759 -$ 16.341 x temp. média do ar + 15.310 x [NH ₃]	4,54	91,77	temperatura e nitrogênio
Estação 2	8) $1/D = 1,025 + 12,7 \times$ [Ba] (água) + 0,41 x [Ca] (sedimento)	2,75	89,81	cálcio e bário
Estação 2	9) $1/D = 0,7209 + [Mn]$ (água) x 1,985 + 0,0402 x % areia grossa	5,23	96,83	manganês e granulometria
Estação 2	10) $BMWP = - 4,4625 +$ 72,233 x [Mn] (água)	11,79	96,53	manganês

As variações observadas na Riqueza na Estação de amostragem 1 podem ser explicada exclusivamente pelas oscilações observadas na precipitação.

Devido ao ambiente apresentar baixos valores de pH, este parâmetro se torna fator limitante à comunidade bentônica. O fato da densidade ser diretamente proporcional ao bário reflete a importância deste elemento na regulação do potencial hidrogênioônico do ambiente (o bário se comporta de forma semelhante ao cálcio por também se localizar na coluna 2A da tabela periódica). É bem provável que as maiores concentrações de bário refletem na disponibilidade deste para o ambiente, tornando-o menos restritivo e favorecendo assim maior densidade. Pode-se, claramente, estabelecer uma analogia entre os efeitos que causam rarefação da comunidade, favorecendo diversidade, e o padrão aqui estabelecido. Conforme salientado por Pelli & Barbosa (1998), fatores limitantes às comunidades biológicas, quando sobrepujados, favorecem a comunidade. Padrões semelhantes foram inicialmente propostos por Paine (1966) e Connell (1978).

O índice de diversidade de Simpson, na Estação 1, é fortemente influenciado pela sazonalidade. Apenas a condutividade elétrica explica 96,63% da variação observada no índice de Simpson.

O índice BMWP teve 75% de sua variação explicada por variações nas frações granulométricas e pelas concentrações de nitrogênio amoniacal. Segundo Callisto & Esteves (1996), tem-se observado maior riqueza e densidade de macroinvertebrados bentônicos nos sedimentos com granulometria grossa, o que explica parte do padrão observado. Conforme já argumentado por Pelli & Barbosa (1998), ambientes com nutrientes limitantes, como é o caso da Estação 1, apresentam enriquecimento da fauna quando estes têm suas concentrações elevadas. Assim o índice BMWP está refletindo algumas características do ambiente de forma diferenciada dos outros índices já apontados.

Assim como ocorreu com o índice BMWP, a granulometria do sedimento foi uma variável importante, capaz de explicar juntamente com a sazonalidade, quase 90% da variação ocorrida na comunidade bentônica, expressa através das densidades relativas de Trichoptera.

Para a Estação 2 foram obtidas algumas regressões múltiplas dirigidas, que explicam parte da variação de alguns índices.

O pH juntamente com o bário, explicam grande parte das variações observadas no número de *taxa*. Mais importante que a concentração absoluta é a biodisponibilidade do elemento, o manganês aparece várias vezes como fator determinante da comunidade bentônica na Estação 2. Sendo o manganês essencial e observado em baixas concentrações, o mesmo parece limitar a riqueza. Outro aspecto importante é que o manganês também se apresenta na forma $MnCO_3$, participando do complexo sistema tampão de carbonatos em ambientes aquáticos.

A densidade total teve 92% de sua variação explicada pela sazonalidade (temperatura média do ar) e pelas concentrações de nitrogênio amoniacal, evidenciando a importância relativa deste elemento, já que o fósforo é abundante nesta estação de amostragem.

Para o índice de diversidade de Simpson foram observados dois modelos que explicam grande parte de sua variação. O bário e o cálcio, pela importância em ambientes fortemente limitados por baixos valores de pH, foram mais uma vez registrados como fundamental para explicar as variações observadas na comunidade bentônica. O manganês, também um fator limitante, foi registrado mais uma vez como determinante da fauna bentônica; e uma nova variável, adquiriu importância para a Estação 2, a granulometria do sedimento através da proporção relativa de areia grossa.

O índice obtido através do método BMWP teve 97% de toda sua variação explicada pelas variações nas concentrações de manganês. Sendo este elemento essencial, o mesmo parece exercer papel importante na determinação da estrutura da comunidade bentônica.

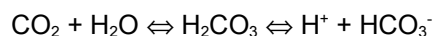
DISCUSSÃO

VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

As temperaturas da água e do ar apresentaram padrão sazonal bem marcado, sendo junho o mês mais frio. A partir deste mês, começa a ocorrer o aquecimento gradual do corpo d'água, sendo dezembro e fevereiro os meses mais quentes. Este padrão já foi observado para o ambiente em estudo, bem como para outros ambientes tropicais (Giani *et. al.*, 1988).

Este padrão sazonal causa, alterações nas características físicas e químicas do corpo d'água, bem como na biota aquática. Dentro desta perspectiva, os parâmetros determinados pela sazonalidade, incluindo a temperatura, devem ser vistos como fatores de fundamental importância na dinâmica do ambiente. Entretanto, o papel destes não deve ser superestimado, já que outras variáveis exercem influência preponderante nos processos em andamento no ecossistema aquático.

As amostras de água dos ambientes estudados mostraram-se sempre ácidas, em função das características do córrego, que tem suas nascentes em área de vereda. O solo nesta formação vegetal apresenta elevados teores de matéria orgânica, cuja decomposição resulta na formação de ácidos e liberação destes na coluna d'água, conforme descrito a seguir:



Interferências antrópicas não devem ser descartadas, já que a Estação de amostragem 2 apresenta-se com águas mais ácidas que a Estação 1, quando seria esperado o contrário, pois ao longo do curso de um rio e passando por três represas a capacidade tampão do mesmo deveria aumentar. Este padrão reflete-se diretamente nos valores de alcalinidade total que se mostram sempre baixos.

Um aspecto que reforça a idéia de interferências externas é o fato de que em outubro de 1999 foram observados valores extremamente baixos de pH e alcalinidade na Estação 2. Neste mesmo mês, foi medida a salinidade em ordem de grandeza que indica poluição por agentes externos.

As águas sempre apresentaram-se com baixos valores de turbidez, exceto em outubro, quando foi registrada uma elevação correspondente a 9 FTU nas duas estações. Este evento provavelmente está relacionado com as primeiras chuvas que carregam grandes quantidades de sólidos para a drenagem natural da região. Na Estação 1 não foram observadas alterações significativas em outras variáveis, exceto a condutividade elétrica, que também apresentou uma ligeira elevação.

A condutividade elétrica apresentou tendência sazonal bem clara, com menores valores em agosto. Este período corresponde à seca, onde não ocorre grande entrada de material alóctone. Com o início das chuvas em outubro, observa-se elevação acentuada da condutividade, que tende a reduzir posteriormente, provavelmente em função da diluição.

Vários autores utilizam a condutividade elétrica como parâmetro para tipificar o estado trófico dos ambientes (Esteves *et. al.*, 1985; Arcifa & Froehlich, 1986; Giani *et. al.*, 1988). O valor médio na Estação 1 foi de 26,75 $\mu\text{s/cm}$, enquanto que na Estação 2 a média foi de 165,14 $\mu\text{s/cm}$, valores esses que conforme os autores citados colocariam a Estação 1 como oligotrófica e a Estação 2 como eutrófica.

As concentrações de sólidos totais dissolvidos evidenciam a ocupação da área de drenagem da bacia do córrego Gameleira: os valores obtidos na Estação 2 são três vezes mais elevados que na Estação 1. Em outubro de 1999, foi observado um valor extremamente elevado para esta variável na Estação 2, equivalente a três vezes o observado no mês precedente, provavelmente reflexo do início do período das chuvas.

Apesar dos baixos valores de DBO observados nas duas estações, as concentrações de oxigênio dissolvido refletem condições ambientais distintas. A porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido na Estação 1 oscila entre 45 e 130%, enquanto que na Estação 2 a saturação permanece entre 8 e 35%. Estes valores são muito baixos para um córrego, com elevadas concentrações de nutrientes.

As concentrações de ferro total dissolvido na água não apontam diferenças marcantes entre as estações de amostragem. A ordem de grandeza das concentrações de ferro total é a mesma para as duas estações.

Um parâmetro que chama a atenção é o fósforo total, que apresenta valores extremamente altos na Estação 2. A Estação 1 caracteriza-se por baixos valores de fósforo total, enquanto que na Estação 2 observa-se concentrações próximas a 3 mg/l.

A FOSFÉRTIL, empresa do DI III de Uberaba, apesar do tratamento dos efluentes, contribui com grandes quantidades de fósforo para o córrego Gameleira. O ferro, mesmo em elevadas concentrações não se precipita com o fósforo, já que as concentrações de oxigênio são baixas e o meio é extremamente ácido.

Enquanto na Estação 1, o fósforo poderia ser o fator limitante, na Estação 2, o padrão é inverso e o nitrogênio com certeza é o fator limitante. Esta seria a primeira impressão, porém a análise da comunidade bentônica indica que o manganês também exerce papel importante na produção secundária.

Segundo Matsumara-Tundisi *et. al.* (1986), concentrações de fósforo total iguais ou superiores a 50 $\mu\text{g/l}$ caracterizam ambientes eutróficos. Na Estação 2, a concentração de fósforo total variou de 1127 a 2968 $\mu\text{g/l}$. Estes resultados a princípio são compatíveis com os dados de condutividade elétrica. Na realidade, o conceito de eutrofização é relativo (Esteves & Barbosa, 1986). O importante não são apenas as concentrações absolutas dos nutrientes, mas sim como o ambiente responde ao enriquecimento e onde os nutrientes estão sendo alocados dentro dos sistemas, ou seja, quais compartimentos estariam acumulando nutrientes e se este acúmulo em determinados compartimentos condiciona perdas na qualidade da água.

As concentrações de nitrogênio total são da mesma ordem de grandeza nas duas estações, porém o nitrogênio amoniacal evidencia diferenças marcantes. Corroborando os dados de

condutividade elétrica, as concentrações desta forma dissolvida reduzida de nitrogênio indicam que a Estação 2 apresenta trofia bem superior à Estação 1.

Outro parâmetro que indica diferenças significativas entre as estações de amostragem é a colimetria. A estação 2 apresenta valores cinco vezes mais elevados que a Estação 1. A fonte, neste caso, poderia ser de origem humana ou animal. Nas margens do córrego, várias casas destinadas a lazer ou instalações industriais, em diferentes escalas, foram instaladas. Também observa-se a criação de animais domésticos em pequena escala. Para termos uma melhor noção da origem da contaminação, seria necessário conhecermos a razão coliformes fecais/estreptococos fecais. Quando a razão favorece os estreptococos numa taxa inferior a 0,7, há indicação de que a contaminação é de origem animal, e quando a razão favorece os coliformes em taxa superior a quatro existe grande probabilidade da contaminação ser de origem humana. Por muitos anos esta idéia foi aplicada e sugerida como melhor abordagem. Recentemente, alguns autores têm questionado, devido a taxa de sobrevivência inferior de estreptococos fecais dos grupos *S. bovis* e *S. equinus*, quando comparada a de *S. faecalis* e *S. faecium*, que tendem a ter sobrevida maior em ambientes aquáticos (APHA, 1998).

Diferenças marcantes foram observadas entre as estações de amostragem, no que se refere a pH, condutividade elétrica, sólidos totais, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrogênio amoniacal e colimetria. Todas estas variáveis indicam que a Estação 2 apresenta sérios problemas de poluição.

ELEMENTOS TOTAIS

Através da análise de alguns elementos no córrego Gameleira, constata-se que mesmo suas nascentes apresentam contaminação. Com base no CONAMA, nenhuma estação de amostragem seria enquadrada como de Classe 2.

Vários autores indicam a importância de estações de referência para efetuar comparações. Entretanto, essas estão praticamente extintas em regiões densamente povoadas. Quando analisamos a biogeografia, geologia e outras características próprias da biota e da bacia hidrográfica, constatamos que uma estação de referência para o córrego Gameleira deveria localizar-se próxima a ele, com nascentes e vegetação ciliar semelhantes. Para tanto, foi iniciado um estudo piloto no ribeirão Conquistinha, que localiza-se próximo ao Gameleira, correndo paralelamente em direção ao rio Grande. Porém, após algumas coletas preliminares constatou-se que o mesmo não poderia ser utilizado como estação de referência e esta proposta foi descartada. A opção foi utilizar o próprio córrego Gameleira como referência, porém a estação escolhida também apresenta limitações: a rodovia Filomena-Carta Fina passa a algumas dezenas de metros acima das nascentes do córrego Gameleira; a área ao redor das nascentes é utilizada para pastagem; e a Estação 1 fica poucos metros a montante de um poço para dessedentação de animais. No entanto, se estas observações fossem desconsideradas, a deposição de material sólido via atmosfera deveria ser um parâmetro considerado. Mason *et. al.* (2000) aponta este processo como uma importante via de contaminação de elementos-traço. Elementos como o mercúrio são encontrados em ambientes remotos e devido a biomagnificação ocorrem em concentrações elevadas em alguns organismos destes ambientes.

Um aspecto importante que deve ser ponderado é a sazonalidade. A Estação 1 apresentou elevadas concentrações de alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, lítio, níquel, vanádio e zinco em fevereiro; porém, nos outros meses de coleta apenas alumínio, manganês e zinco apresentam concentrações que não a enquadram como Classe 2. Além deste aspecto, constatou-se que as concentrações estavam um pouco acima do máximo permitido. Para o alumínio foram medidas concentrações de 0,12 mg/l em agosto e dezembro, quando o máximo é de 0,1 mg/l. Para o manganês foi constatada concentração igual a 0,16 em dezembro, quando o máximo para a Classe 2 é de 0,1 mg/l. E o zinco apresentou concentração igual a 0,19 mg/l em fevereiro de 2000, quando o máximo permitido é de 0,18 mg/l.

A Estação 2 apresentou concentração de cádmio em março e agosto de 1999 igual ao máximo permitido (0,001 mg/l). As concentrações de manganês e alumínio estiveram acima do permitido para a Classe 2 em todos os meses, exceto em fevereiro de 2000 para o alumínio e em agosto de 1999 para o manganês.

Como mencionado, é provável que os elevados valores de elementos-traço registrados na Estação 1, em fevereiro de 1999, sejam reflexo das fortes chuvas que antecederam a coleta. Deve-se ter em mente que essa situação reflete as condições físicas e bióticas da bacia de drenagem. Vários autores consideram o rio como um espelho das condições da bacia de drenagem (Esteves, 1988). Se o escoamento superficial é suficiente para produzir diferenças marcantes, é bem provável que essa eficiência seja consequência da falta de planejamento no uso e ocupação do solo. Alguns setores da sociedade muitas vezes se preocupam somente com a vegetação ciliar, cuja exuberância denotaria um rio saudável. No entanto, a abordagem de uma unidade ecológica, como a bacia hidrográfica, oferece resultados mais precisos. Em outras palavras, pode-se dizer que a vegetação ciliar não consegue evitar deposição atmosférica, não evita erosão e poluição do solo as quais irão se refletir na drenagem da região e, conseqüentemente, nos rios.

O sedimento é um compartimento dinâmico, muitas das características observadas na coluna d'água são reflexo direto das características deste ambiente. A interface água-sedimento é uma região de trocas intensas, onde inúmeras reações ocorrem a todo instante (Esteves, 1988). Curiosamente, vários pesquisadores não se preocupam com a importância deste compartimento para a qualidade da água, e conseqüentemente, poucos trabalhos abordam este ambiente.

Por consenso geral, em ambientes lóticos, a comunidade bentônica é o melhor parâmetro para abordar o termo "qualidade de água" ou "saúde dos rios", e é influenciada diretamente pelas características do sedimento. Como consequência da falta de informação científica, os responsáveis pela gestão da qualidade de água não enfocam este ambiente nas normatizações que tratam do assunto. Por isso, é uma tarefa árdua estabelecer critérios de qualidade de água com base nos parâmetros deste compartimento.

No presente estudo foram constatadas, no sedimento, concentrações elevadas de vários elementos, alguns deles tóxicos. Entre os que apresentaram concentração relativamente elevada, encontram-se o bário, boro, cádmio, cobalto, cromo, cobre, níquel, chumbo, vanádio, zinco e mercúrio.

Em fevereiro de 2000 as concentrações de sódio, lítio e magnésio aumentaram, ao mesmo tempo em que constatou-se redução nas concentrações de alumínio e chumbo. É provável que este episódio registrado esteja relacionado com o escoamento superficial das águas superficiais da chuva e com o manejo da pastagem adjacente, devido a possíveis correções de solo efetuadas normalmente no cerrado.

Segundo Mason *et. al.* (2000), conhecemos pouco a respeito do impacto de diferentes níveis de metais na biota. Beltman *et. al.* (1999) demonstraram que as concentrações de cobre no sedimento explicam grande parte da variação no número total de *taxa* e abundância de vários grupos como Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Chironomidae e “outros dípteros”. Os autores enfatizam ainda que as respostas de comunidades bentônicas expostas aos metais incluem redução da biomassa e riqueza, tornando os macroinvertebrados monitores efetivos que identificam os efeitos de contaminação do ambiente por metais, porém nem sempre é constatada a redução no número total de indivíduos. Cain *et. al.* (1992) também observaram estreita correlação entre o conteúdo de cádmio no sedimento e insetos, entretanto, às vezes não é possível estabelecer acumulação com idade, estação ou hábito alimentar.

Devido a alguns insetos absorverem metais pelo exoesqueleto, muitas vezes animais menores apresentam proporcionalmente maiores quantidades de metais, o que não reflete a taxa de exposição, mas a integração de vários parâmetros, como taxa de crescimento, mudança na dieta ou pressão de contaminação. A medida da acumulação líquida resulta de um equilíbrio entre a taxa de eliminação, bem como da capacidade de armazenar. Não ocorrendo bioacumulação líquida de um elemento, sua transferência trófica será inferior a transferência do carbono (biomassa), então a concentração diminui com a elevação do nível trófico. Entretanto, estes organismos podem acumular com a idade se não houver uma rota de eliminação, isto é, a taxa de eliminação excede a diluição do crescimento (Mason *et. al.*, 2000).

Alguns grupos de organismos são mais sensíveis a presença de metais, podendo mesmo serem extintos localmente, como os Ephemeroptera. Outros animais como alguns Chironomidae são resistentes e devido à redução na competição apresentam aumento das densidades relativas, acompanhadas por redução no número total de *taxa*, biomassa ou abundância. Os macroinvertebrados acumulam metais pesados e os transferem para níveis tróficos superiores. A acumulação ocorre através das guelras, intestino ou pela absorção através do exoesqueleto. O grau de acumulação varia dependendo do hábito alimentar, *taxa*, história de vida e tamanho do invertebrado (Smock, 1983a; Smock, 1983b; Mason, 2000).

A bioacumulação é mais eficiente em águas com baixos valores de pH, isto acontece com o selênio, cádmio, mercúrio e arsênio (Mason *et. al.*, 2000), o que agrava a situação no córrego Gameleira. Alguns elementos, após serem incorporados na matéria orgânica, têm biodisponibilidade maior, favorecendo sua transferência para níveis tróficos superiores. A biomagnificação nem sempre ocorre, como constataram Mason *et. al.* (2000) para arsênio, cádmio e selênio.

Segundo Cain & Luoma (1998) insetos aquáticos acumulam metais, mas a parcela que permanece no citoplasma nem sempre é proporcional ao conteúdo do sedimento. Alguns

Hymenoptera alocam manganês e zinco nos ovopositores e mandíbulas em até 10% peso/peso, regiões que segundo Quicke *et. al.* (1998), necessitam de metais na cutícula, para evitar o efeito abrasivo.

Outro aspecto que merece destaque é a aclimação e adaptação que os indivíduos e populações vêm sofrendo no passado recente, apresentando tolerância a poluentes, incluindo metais pesados (Klerks & Weis, 1987; Barata *et. al.*, 1998; Beaty *et. al.*, 1998; Belfiore & Anderson, 1998; Courtney & Clements, 2000). Normalmente, observa-se que comunidades tolerantes resultam da perda e substituição de espécies (Courtney & Clements, 2000).

A relação entre as comunidades sujeitas a metais e sua estrutura é complexa e afetada por muitos fatores interdependentes. A observação das concentrações de metais no ambiente e a estrutura da comunidade pode fornecer uma compreensão da biodisponibilidade destes elementos e mostrar como as comunidades são afetadas. Estudos que enfoquem a toxicidade de metais, semi-metais e ametais no sedimento, os ciclos biogeoquímicos destes e a acumulação em diferentes espécies de invertebrados, bem como sua ecologia, poderão fornecer respostas para a compreensão de como os rios funcionam, sobre sua saúde e também sobre a bioacumulação destes elementos.

GRANULOMETRIA E PORCENTAGEM DE MATÉRIA ORGÂNICA

Como abordado anteriormente, parece que o efeito do escoamento superficial é mais intenso na Estação 2. Como apontado por Callisto & Esteves (1996) e Scarsbrook & Halliday (1999), ambientes que estão sujeitos a erosão tendem a apresentar modificações na granulometria do sedimento, favorecendo assim as frações menores. Este parece ser o padrão observado na Estação 2, a qual, por se localizar em região sujeita a erosão e depósitos de sedimento, tende a ter as proporções relativas das porções do sedimento alteradas, favorecendo as frações mais finas.

Conforme apontado por Cummins & Lauff (1969), parece que os padrões de estrutura e distribuição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos, em micro escala, são influenciados pela composição granulométrica do sedimento. Enquanto que, em macro escala, estes padrões podem ser influenciados por outros fatores.

Entre as estações de amostragem não foram observadas diferenças significativas quanto ao teor de matéria orgânica do sedimento. O conteúdo de MO no sedimento da Estação 1 foi ligeiramente superior ao observado na Estação 2. No entanto, a procedência da matéria orgânica parece ser diferente. Na Estação 1 é alóctone, devido à nascente ser em uma vereda, tendo a vegetação ciliar contribuição preponderante; enquanto que na Estação 2, devido às elevadas concentrações de nutrientes constatadas, inclusive pelas densidades dos organismos bentônicos, a origem é autóctone.

COMUNIDADE BENTÔNICA

Foram relacionados um total de 54 *taxa*. A diversidade amostrada em cada estação pode ser considerada como diversidade alfa (α) ou local; enquanto que a diversidade englobando as duas estações pode ser considerada como beta (β). A diversidade gama (γ), ou de toda a sub-bacia de drenagem, com certeza engloba um número bem maior de espécies (Ricklefs, 1996).

A ausência de representantes da Ordem Plecoptera pode ser reflexo de características do habitat, sendo este grupo abundante em águas correntes com pouca matéria orgânica e com predomínio de seixos no sedimento. Quanto aos Ephemeroptera, a ausência talvez possa ser justificada pelos baixos valores de pH e pela presença constante de metais; segundo Beltman *et. al.* (1999) estes animais são muito sensíveis a perturbações do ambiente, incluindo a presença de metais.

Meire & Dereu *et. al.* (1990) relatam 54 espécies em ambiente não poluído. Iversen *et. al.* (1985) trabalhando em macrófitas em ambientes lóticos registraram 43 *taxa*. Diaz (1989) registrou 115 *taxa* em 36 estações de amostragem na porção estuarina do rio James em Virginia. Dumnicka *et. al.* (1988) trabalhando com a fauna bentônica relatam 15 *taxa* em dez estações de amostragem em córregos distintos em uma bacia hidrográfica. Balloch *et. al.* (1976) registraram uma média de 37 espécies em doze casos de estudo. Wright *et. al.* (1995) relatam que na Grã - Bretanha ocorrem 638 *taxa* nos rios, sendo registrado entre 31 e 134 *taxa* por estação de amostragem. Estes dados de riqueza referem-se a ambientes distintos do estudado, porém fornecem uma visão da ordem de grandeza em que a riqueza se apresenta. Com base neste dados constata-se que o ambiente em estudo pode ser considerado relativamente rico quando ponderada a riqueza.

A densidade total média no período de estudo foi de 4.128 ind./m² para a Estação 1 e de 38.915 ind./m² para a Estação 2. A densidade estimada em experimentos de colonização de folhas da serrapilheira estiveram próximas a 10.000 indivíduos/m² (Walker, 1988). Dumnicka *et. al.* (1988) relatam densidades entre 50 e 120.000 ind./m² em diferentes tipos de ambientes quanto a carga orgânica. Estes dados servem para ilustrar a ordem de grandeza das densidades normalmente encontradas. No entanto, é muito difícil realizar comparações, pois normalmente os autores utilizam malhas de diferentes arestas para a triagem, e estudam comunidades distintas.

Conforme observado por Kornijów (1988) a densidade média e a biomassa da comunidade bentônica é bem menor em ambientes mesotróficos do que em ambientes eutrofizados. Entretanto, Moss & Timms (1989) ressaltam que em ambientes muito eutrofizados a qualidade do alimento disponível para os organismos zoobentônicos decresce, condicionando redução na produção secundária. A natureza refratária da matéria orgânica se deve, provavelmente, a algas verdes-azuladas e a fontes alóctones de material, associados com o processo de eutrofização. Outro aspecto ressaltado é a alteração do habitat; entretanto os autores não consideram a contaminação por outros elementos que acompanham a carga orgânica. Assim, normalmente observamos metais pesados, bem como compostos orgânicos complexos e altamente tóxicos, associados a eutrofização.

Segundo Patrick (1982), em analogia às observações feitas por Simberloff & Wilson (1969), a recolonização de manchas de habitat (ou "ilhas") exercidas pelos artrópodes resulta em diversidade

beta mais elevada. Os novos imigrantes são espécies características de ambientes em estágios iniciais de sucessão, com poucas exigências de habitat, com elevado potencial biológico e capacidade de se reproduzirem (Diamond, 1982). Devido aos distúrbios observados na Estação 2, é provável que ela se enquadre no padrão descrito por Diamond (1982); assim, o ambiente está sempre sendo colonizado por novas espécies oportunistas que não conseguem se manter em um ambiente estável.

Em ambientes estáveis e maduros, estas espécies são substituídas paulatinamente por guildas de especialistas cogenéricas ou relacionadas, desde que haja uma fonte ou “continente” próximo grande o suficiente para abrigar especialistas. Em ambientes lóticos, a deriva assume um papel importante neste processo. Entretanto, as espécies fugitivas ou oportunistas, caracterizadas pela elevada capacidade de dispersão e potencial reprodutivo, conseguem se refugiar em ambientes perturbados ou pequenos o suficiente para inviabilizar a instalação de especialistas.

Na tentativa de compreender os padrões inerentes a comunidade bentônica foram utilizados cinco índices; estes são diferentes e refletem condições distintas do ambiente. Cada índice valoriza um aspecto particular do ambiente, como consequência, é observada baixa correlação entre os índices extraídos de uma mesma comunidade.

A riqueza anotada a cada coleta foi bem superior na Estação 1, onde foram identificados, em média, 14 taxa, sendo que na Estação 2 este valor permaneceu em 7,7.

Devido à eutrofização acentuada, observou-se que na Estação 2 os valores de densidade foram bem superiores, o que reflete diretamente no BMWP, que analisa a tolerância à poluição orgânica. Este índice apresentou valor médio igual a 16,8 na Estação 1 e 9,6 na Estação 2.

Todos os índices, apesar de apresentarem correlação muito baixa, e refletirem características diferentes do ambiente, incluindo o que analisa flutuações assimétricas, apontam na mesma direção, indicando que a Estação 2 apresenta-se comprometida. Este padrão é reflexo do uso e ocupação do solo na bacia de drenagem do córrego Gameleira. O principal problema com certeza se refere ao planejamento para a instalação do DI III de Uberaba.

Através da técnica *stepwise*, algumas equações obtidas explicam grande parte da variação observada na comunidade bentônica.

Como evidenciado, a precipitação e granulometria foram parâmetros importantes para a Estação 1, capazes de explicar grande parte da variação observada nos índices bióticos (riqueza, densidade, EPT e BMWP).

O bário, condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal também foram importantes para explicar parte da variação observada na densidade total e índice de diversidade. As duas variáveis estão conectadas, pois sendo o pH um fator limitante, o bário tem o potencial de ajustar e tamponar o meio, favorecendo assim a comunidade bentônica. Com base na lei periódica sabemos que o cálcio e bário constituem metais alcalinos fortes, com propriedades semelhantes. Apresentando-se também na forma $BaCO_3$, o bário participa do complexo sistema tampão das águas.

A granulometria do sedimento também foi uma variável importante e explicou parte da oscilação nos índices BMWP e EPT na Estação 1. Para o índice EPT, o nitrogênio amoniacal também foi um parâmetro importante. O nitrogênio parece ser o nutriente limitante à comunidade bentônica.

Apesar dos índices apresentarem correlação muito baixa, o manganês foi um elemento importante na a Estação 2 por explicar parte da variação de três índices: riqueza, diversidade e BMWP. A granulometria, juntamente com manganês, explicou 97% da variação observada no índice de diversidade.

A sazonalidade, através da temperatura, também foi importante para a densidade total, juntamente com o nitrogênio amoniacal.

Como salientado por Weatherley *et. al.* (1988); Weatherley & Ormerod (1989); Gerhardt (1991); Courtney & Clements (1998) o pH é uma importante variável capaz de explicar grande parte das oscilações observadas na fauna bentônica.

Segundo Courtney & Clements (1998) existe forte correlação entre o pH e densidade ou diversidade. Em experimentos no laboratório, os autores observaram redução de densidade, para alguns *Taxa*, em ambientes com pH igual a 6,5, quando o controle era 7,4. As reduções foram significativas apenas com pH igual a 4. A diferença ocorreu principalmente em função redução dos Ephemeroptera, muito sensíveis ao pH. Talvez este seja o fator que determinou a ausência de Ephemeroptera no córrego Gameleira.

Weatherley *et. al.* (1988) apontam que o pH pode ser o fator determinante da distribuição da fauna aquática. Segundo os autores valores de pH próximos a 4,9 promovem a deriva dos animais resultando assim em menos densidade. Além do estresse iônico e osmótico, reduções de pH potencializam a acumulação de alguns elementos como o cádmio (Gerhardt, 1991). Este autor aponta ainda para a redução não somente na sobrevivência, como também da emergência.

A diferença média do pH entre as estações de amostragem foi de 0,52 unidades de pH, o que corresponde a ambiente 3,3 vezes mais ácido na Estação 2. Este padrão associado a outros fatores como oscilações assimétricas, elementos e granulometria deve condicionar, em parte, as diferenças observadas entre as estações.

Devido às limitações impostas pelo pH, o bário e o cálcio foram elementos importantes, determinando grande parte das variações observadas para a diversidade.

Com base nas análises de *stepwise* podemos constatar que a comunidade bentônica é influenciada por diferentes condições do ambiente, entre as quais podemos citar: 1) a sazonalidade, expressa através da temperatura e precipitação, 2) o pH, incluindo o bário e o cálcio, 3) granulometria, 4) nitrogênio amoniacal e 5) manganês.

Entre as variáveis importantes para explicar os índices biológicos, apenas o manganês foi exclusivo da Estação 2. Os demais parâmetros foram semelhantes nas duas estações de amostragem, refletindo as necessidades básicas da comunidade bentônica, mesmo que muito diferenciadas, conforme apontado pelo índice de similaridade e pelos próprios índices bióticos.

Os parâmetros que determinam a estrutura e composição da comunidade bentônica na realidade refletem características da bacia de drenagem. Assim, a granulometria diferenciada nas

estações é um parâmetro importante. Caso não estivesse disponível o presente banco de dados, poderíamos inferir que as diferenças observadas são reflexo das condições granulométricas das estações. Vale ressaltar que estas diferenças granulométricas são reflexo do uso e ocupação do solo, da lixiviação e erosão que ocorre na bacia de drenagem.

A importância do nitrogênio é reflexo da limitação imposta pelos nutrientes, que se correlaciona com o grau de trofia dos diferentes ambientes.

Os índices EPT e BMWP, apesar da simplicidade (às vezes considerada uma grande vantagem), refletem algumas peculiaridades da comunidade e não retratam aspectos importantes. O BMWP foi desenvolvido para identificar problemas relacionados à poluição orgânica e à capacidade dos organismos de resistirem ou de aclimatarem-se a estas condições. Desta forma, este índice, apesar dos esforços dos pesquisadores brasileiros, não pode ser considerado o melhor entre os escolhidos. O índice EPT também não se aplica a diferentes ambientes. A susceptibilidade a metais das diferentes espécies das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera não apresenta homogeneidade de resposta; assim, a biogeografia associada à distribuição de diferentes espécies pode mascarar por completo comparações entre diferentes ambientes. Beltman *et. al.* (1999) cita que Ephemeroptera é muito sensível aos metais e que a utilização desta ordem como indicador poderia ser utilizada como balizamento. No período de estudo não foram coletados Ephemeroptera no córrego Gameleira; portanto, mesmo sendo um ótimo indicador, a utilização deste parâmetro seria restrita a alguns ambientes.

A densidade total, segundo Beltman *et. al.* (1999), muitas vezes falha em detectar diferenças fundamentais entre as comunidades. No presente estudo, as diferenças entre as densidades apontam para a eutrofização da Estação 2, porém este não é o único problema, e talvez nem mesmo seja o mais importante. Como apontado pela equação 9, existe uma dependência da fauna em relação às frações maiores do sedimento, o que está diretamente relacionado à erosão que ocorre de forma generalizada na bacia do córrego Gameleira. Outro aspecto é a riqueza que o índice “densidade total” não considera.

O índice de diversidade de Simpson é um índice simples e fácil de ser aplicado. Como proposto por Magurran (1988), a identificação não necessariamente precisa ser a nível específico. A riqueza talvez seja o parâmetro mais simples e, conjugado com a diversidade, avaliada pelo índice de Simpson, fornecem bons indicativos sobre as condições ambientais. Algumas das vantagens são que estes parâmetros não são direcionados a identificar alterações específicas e não são índices baseados em premissas que embutem conceitos nem sempre adequados, como o de saprobia ou eutrofização.

Índices mais simples conjugados à análise de um profissional experiente talvez forneçam resultados mais sólidos para propostas de manejo, monitoramento, adequação do uso de recursos, bem como direcionamento quanto ao uso e ocupação do solo na área da bacia.

Alguns índices citados há várias décadas aparentemente caíram no esquecimento, talvez por serem menos elegantes, como a proporção relativa de Chironomidade, a proporção entre insetos e não-insetos e a proporção entre Chironomidae e Oligochaeta em função da comunidade.

Excetuando-se a segunda campanha amostral e em outubro de 1999, em todas as coletas a proporção de insetos foi superior na Estação 1. Este índice é extremamente simples e fornece uma boa visão das diferenças entre as estações de amostragem.

A proporção entre a soma de Chironomidae e Oligochaeta em função de toda a comunidade (na forma inversa) apresenta nitidamente as distinções entre o ponto de referência e a região sujeita a estresse.

Conforme apontado por Boulton (1999), existe a necessidade de índices serem concebidos, já que podem refletir as condições ambientais de um rio. Segundo o autor, índices simples na concepção e interpretação sempre terão maior aceitação, principalmente pela sociedade, que exerce papel fundamental.

A princípio, uma comunidade íntegra, ou seja, que preserva riqueza e equitabilidade semelhantes àquela original, com certeza perpetua processos, como ciclagem de nutrientes e taxas de produção e consumo; portanto, a dúvida entre variáveis como densidade e abundância de espécies, e processos, a princípio parece não ser o ponto central.

Existem algumas classes de variáveis que devem ser consideradas, sejam elas físicas, químicas ou biológicas. Entre as variáveis químicas, Beltman *et. al.* (1999) e Mason *et. al.* (2000), consideram os elementos. Podemos citar ainda os compostos orgânicos, extremamente diversificados (Eisler & Belisle, 1996), porém sua fonte está associada aos elementos-traço, e uma análise dos elementos pode servir como base para inferências. Restam então as variáveis físicas e biológicas. Como mencionado, a comunidade bentônica reflete as condições tróficas, físicas e químicas do meio (Quadro 3).

Para que um índice reflita as condições ambientais, o mesmo deve considerar a adoção de uma única variável, melhor desenvolvida, mas que engloba outros parâmetros, como a idéia de variável “guarda-chuva”. Boulton (1999) argumenta que um índice válido deve englobar os macroinvertebrados e valores humanos, como recreação, valor estético, e outros usos. Entre os valores humanos, a potabilidade é sempre referenciada, porém um índice biótico não tem a capacidade de indicar a presença de elementos ou compostos tóxicos em pequenas doses. Como observado por Ricklefs (1996), todas as populações apresentam em menor ou maior grau a capacidade de aclimação e adaptação, mesmo que exista um custo associado a este processo.

A análise da comunidade bentônica engloba valores humanos na medida que reflete o estado de conservação da vegetação ciliar, processos erosivos, contaminação por metais, matéria orgânica e compostos orgânicos e, em última instância, o uso e ocupação do solo na área de drenagem da bacia.

Um bom índice pode então ser composto por parâmetros da comunidade bentônica e elementos. Com a metodologia de plasma por ICP, vários elementos podem ser analisados por um preço acessível, com a vantagem de que a presença de alguns elementos pode indicar a ocorrência de compostos orgânicos que normalmente têm elevado custo de análise.

Para compor um índice baseado na comunidade bentônica, poderíamos partir do princípio que, sendo o índice de Jaccard baixo, as espécies exclusivas de cada ambiente são indicativas das características ambientais. A Ordem Trichoptera foi exclusiva da Estação 1, enquanto que Hemiptera

e Coleoptera estavam melhor representadas na Estação 2. Os crustáceos Ostracoda e Cyclopoida também foram exclusivos da Estação 1. Poderia ser composto um índice que pondera a frequência relativa de cada grupo dentro da comunidade, porém este provavelmente não se aplicaria a outras regiões, perdendo assim a razão.

Com base na literatura e nos dados obtidos, poderia-se propor um índice embasado em parâmetros que se adequam a diferentes ambientes lóticos. Três classes de variáveis são incluídas nesta proposta: 1) parâmetros limnológicos básicos; 2) elementos tóxicos, conforme resolução do CONAMA; e 3) índice de diversidade de Simpson na forma inversa.

Cada grupo de variável recebe uma nota de até 10 pontos e o índice é composto pela soma destas três notas. A seguir é apresentada a proposta para cada conjunto de variável.

A Tabela 27 apresenta o elenco de variáveis limnológicas básicas a serem consideradas. Cada variável, conforme o resultado mensurado, recebe uma nota que pode ser 1, 3 ou 5. O somatório destas notas deve ser convertido para zero a 10 através de uma regra de três simples. A Tabela 28 apresenta os elementos, na água, a serem considerados.

Tabela 27. Variáveis limnológicas a serem consideradas no índice e pontuação conforme valor mensurado.

Parâmetro	Pontuação conforme valor mensurado		
	(5)	(3)	(1)
OD mg/l	$x \geq 5$	$2 \leq x < 5$	$x < 2$
pH	$6,5 \leq x \leq 7,5$	$5,5 \leq x < 6,5$ ou $7,5 < x \leq 8,5$	$0 \leq x < 5,5$ ou $8,5 < x \leq 14$
Coliformes fecais NMP/100 ml	$0 \leq x \leq 1$	$1 < x \leq 200$	$x > 200$
NT $\mu\text{g/l}$	$0 \leq x \leq 150$	$150 < x \leq 500$	$x > 500$
PT $\mu\text{g/l}$	$0 \leq x \leq 15$	$15 < x \leq 50$	$x > 50$
turbidez FTU	$0 \leq x \leq 2$	$2 < x \leq 5$	$x > 5$
condutividade elétrica $\mu\text{s/cm}$	$0 \leq x \leq 35$	$35 < x \leq 60$	$x > 60$

Tabela 28. Elementos (mg/L) a serem consideradas no índice e pontuação conforme valor mensurado.

Elemento	Pontuação conforme valor mensurado		
	(5)	(3)	(1)
1 – alumínio	$0 \leq x \leq 0,1$	$0,1 < x \leq 1$	$x > 1$
2 – arsênio	$0 \leq x \leq 0,05$	$0,05 < x \leq 0,5$	$x > 0,5$
3 – bário	$0 \leq x \leq 1$	$1 < x \leq 10$	$x > 10$
4 – berílio	$0 \leq x \leq 0,1$	$0,1 < x \leq 1$	$x > 1$
5 – boro	$0 \leq x \leq 0,75$	$0,75 < x \leq 7,5$	$x > 7,5$
6 – cádmio	$0 \leq x \leq 0,001$	$0,001 < x \leq 0,01$	$x > 0,01$
7 – chumbo	$0 \leq x \leq 0,03$	$0,03 < x \leq 0,3$	$x > 0,3$
8 – cobalto	$0 \leq x \leq 0,2$	$0,2 < x \leq 2$	$x > 2$
9 – cobre	$0 \leq x \leq 0,02$	$0,02 < x \leq 0,2$	$x > 0,2$
10 – estanho	$0 \leq x \leq 2$	$2 < x \leq 20$	$x > 20$
11 – cromo	$0 \leq x \leq 0,05$	$0,05 < x \leq 0,5$	$x > 0,5$
12 – ferro	$0 \leq x \leq 0,3$	$0,3 < x \leq 3$	$x > 3$
13 – lítio	$0 \leq x \leq 2,5$	$2,5 < x \leq 25$	$x > 25$
14 – manganês	$0 \leq x \leq 0,1$	$0,1 < x \leq 1$	$x > 1$
15 – mercúrio	$0 \leq x \leq 0,0002$	$0,0002 < x \leq 0,002$	$x > 0,002$
16 – níquel	$0 \leq x \leq 0,025$	$0,025 < x \leq 0,25$	$x > 0,25$
17 – prata	$0 \leq x \leq 0,01$	$0,01 < x \leq 0,1$	$x > 0,1$
18 – selênio	$0 \leq x \leq 0,01$	$0,01 < x \leq 0,1$	$x > 0,1$
19 – vanádio	$0 \leq x \leq 0,1$	$0,1 < x \leq 1$	$x > 1$
20 – zinco	$0 \leq x \leq 0,18$	$0,18 < x \leq 1,8$	$x > 1,8$

Cada elemento quantificado também recebe os seguintes valores, 1, 3 ou 5; o somatório de todos os valores deve ser convertido para dez através de uma regra de três simples. Por exemplo, se em uma amostra for mensurado 0,1 mg/l de zinco, esta variável receberá o valor máximo, ou seja 5. Se o valor for maior que 0,18 e menor ou igual a 1,8, receberá o valor 3, e se for maior que 1,8 receberá a nota 1.

A terceira categoria a ser considerada, naturalmente, corresponde à comunidade bentônica. O parâmetro a ser empregado corresponde ao índice de diversidade de Simpson na forma inversa. Caso seja inferior a 2,5, o valor atribuído será 1; caso $2,5 \leq x < 5$, o valor será 3, e se for igual ou superior a 5, o valor será 5.

Para testar o índice, o mesmo foi aplicado aos dados obtidos no período de estudo. Devido à ausência de valores de colimetria e nitrogênio total, para compor o índice foram utilizados os dados médios referentes aos meses em que a análise foi realizada. Naturalmente esta prática não deve ser aplicada, porém foi utilizada com o objetivo de testar o índice.

A Tabela 29 e a Figura 27 apresentam os resultados obtidos no período de estudo.

Tabela 29. Valores calculados para o índice de qualidade de água para as Estações 1 e 2, no córrego Gameleira, no período de estudo.

data/estação	Estação 1	Estação 2
Fev-99	6,762	
Mar-99	8,095	5,302
Abr-99	8,286	5,302
Jun-99	8,095	5,302
Ago-99	8,032	5,365
Out-99	8,857	4,857
Dez-99	7,460	5,111
Fev-00	7,714	5,175

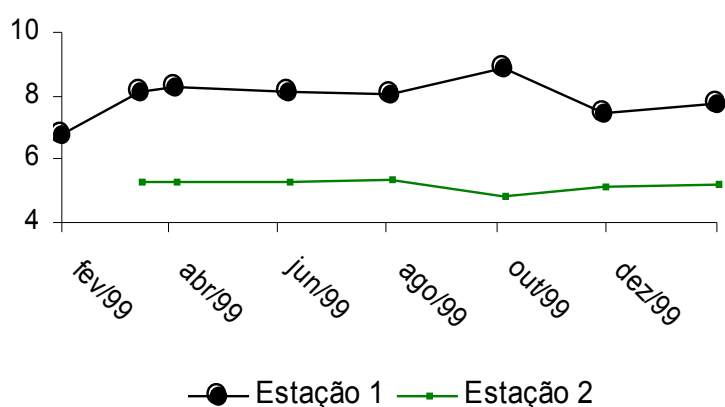


Figura 27. Variação sazonal para os índices de qualidade de água calculados com base nos dados obtidos para as Estações 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

O índice congrega um grande número de variáveis, expressando a qualidade de água de forma que pessoas de diferentes formações possam compreender. A simplicidade da apresentação dos dados, conforme salientado por Boulton (1999), é fundamental para que a sociedade, como sendo responsável pela “pressão” nas tomadas de decisão possa participar ativamente e opinar.

Com base nos dados obtidos é proposto uma categorização em classes de qualidade de água em “ruim”, “razoável” e “adequada”. Vale ressaltar que esta categorização foi estabelecida com base na Resolução citada do CONAMA, que visa estabelecer Classes de água para mananciais hídricos. As águas que se enquadram na Classe 2 se destinam a: 1) abastecimento doméstico, após tratamento convencional; 2) proteção das comunidades aquáticas; 3) recreação de contato primário; 4) irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; e 5) criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana. O último item deveria ponderar criação semi-intensiva, já que em sistemas intensivos, pouco utilizados no Brasil, o uso dos insumos pode comprometer a qualidade de água a jusante do empreendimento, principalmente em córregos de pequena vazão.

A proposta enquadra como “ruim” águas onde o índice permanece entre 2 e 5,5 ($2 \leq x < 5,5$) ; “razoável” quando o índice permanece entre 5,5 e 8 ($5,5 \leq x < 8$) e “adequada” quando o índice permanece entre 8 e 10 ($8 \leq x \leq 10$).

A proporção relativa de Chironomidae e Oligochaeta em função de toda a comunidade mostra a estreita correlação com a figura gerada pelo índice proposto.

No presente estudo, um índice simples constituído apenas por dados da comunidade bentônica leva a um resultado muito próximo aquele obtido com um índice elaborado, construído a partir de 28 variáveis distintamente separadas em três categorias.

Um importante aspecto é a relação custo/benefício e a confiabilidade do índice. Devido aos problemas a que os ambientes lóticos estão sujeitos, um índice que considera elementos químicos, variáveis limnológicas e a comunidade zoobentônica com certeza deverá ter aceitação por alguns grupos interessados em usufruir deste recurso, como aqüicultores, proprietários rurais e banhistas.

A categorização visa transmitir um grande volume de dados de forma clara e simples. Como mencionado os usos múltiplos são naturalmente conflitantes e uma interpretação acurada dos dados só pode ser realizada a partir dos dados brutos; ou seja para contato primário é imprescindível a análise da colimetria, mesmo que o valor atingido seja superior a 8, o que também é verdade para os outros usos também legítimos deste recurso.

Precisamos preservar a biodiversidade e precisamos de água em qualidade e quantidade para manutenção da qualidade de vida. Independente do estilo de abordagem a ser realizada, em virtude da degradação ambiental que temos assistido, o importante é atentarmos para a preservação dos recursos naturais e manutenção dos processos ecológicos, para que as gerações futuras possam usufruir deste bem e assim manter o mínimo para a sustentação de um estilo de vida que garanta o bem estar individual e social.

CONCLUSÕES

O córrego Gameleira vem sofrendo impactos devido ao uso e ocupação do solo na área da bacia de forma desordenada. O Distrito Industrial III instalado nas proximidades, apesar das tentativas de tratar seus efluentes, não consegue eliminar grandes quantidades de fósforo, que promovem a eutrofização do córrego.

Além do fósforo, a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido, entre as variáveis limnológicas, indicam que a Estação 2 apresenta grau de trofia bem superior à estação de referência. O pH é uma importante variável na área de estudo, já que se mostra restritivo a vários grupos.

Devido a falta de estudos de ecotoxicidade para elementos no sedimento, este compartimento tem sido negligenciado pelos gestores ambientais. Alguns elementos tóxicos apresentaram concentrações elevadas no sedimento, como o bário, boro, cádmio, cobalto, cromo, cobre, níquel, chumbo, vanádio, zinco e mercúrio.

A análise granulométrica indica que a Estação 2 sofre depósitos de frações finas de sedimento, o que, em parte, pode explicar a perda de biodiversidade nesta estação.

Considerando-se o esforço amostral, a comunidade bentônica é relativamente rica, apresentando índice de similaridade muito baixo entre as estações.

A variação observada na fauna bentônica é em parte explicada pelas variações associadas a sazonalidade, granulometria, pH e nitrogênio. O manganês é um importante fator limitante na Estação 2.

Índices de qualidade de água constituem uma importante ferramenta na compreensão dos ecossistemas e seu funcionamento frente a agentes estressantes.

O novo índice proposto reflete bem as condições ambientais, sendo capaz de congrega valores humanos e processos ecológicos, fornecendo assim uma ampla visão dos sistemas biológicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

-
- Anderson, T. W.; Neri, L. C.; Schreiber, F. D. F. & Zdrejewski, A.. 1975. Ischemic heart disease, water hardness and myocardial magnesium. Can. Med. Assoc. J., 113: 199.
- Arcifa, M. S. et alii. 1981. Limnology of ten reservoirs in Southern Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol., 21: 1048-1053.
- Arcifa, M. S. & Froehlich, C. G.. 1986. Padrões de circulação vertical em dez reservatórios do estado de São Paulo. Ciência e Cultura, 38(4): 684-693.
- APHA, AWWA, WPCF. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. Washington: APHA.
- Balloch, B. A.; Davies, C. E. & Jones, F. H. 1976. Water Pollution Control. 74: 92-114.
- Barata, C. D. et alii. 1998. Influence of genetic and environmental factors on the tolerance of *Daphnia magna* Straus to essential and no-essential metals. Aquatic Toxicology, 42: 115-137.
- Beaty, B. J. et alii. 1998. Molecular and genetic ecotoxicological approaches to aquatic environmental bioreporting. Environmental Health Perspectives 6 (Supplement 6): 1395-1407.
- Bedê, L. C.; Santos, G. B.; Alves, C. B. M & Pelli, A. 1993. Alimentação de peixes do reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, Mg, com ênfase na malacofagia. Revista CERES, Vol. XL (231): 429-437.
- Belfiore, N. M. & Anderson, S. L.. 1998. Genetic patterns as a tool for monitoring and assessment of environmental impacts: the example of genetic ecotoxicology. Environmental Monitoring and Assessment, 51: 465-479.
- Beltman, D. J.; Clements, W. H; Lipton, J. & Cacela, D.. 1999. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. Environmental Toxicology and Chemistry, 18 (2): 299-307.
- Berkow, R. (ed). 1977. The merck manual. 13 th edition. Ch. 11. Merck, Sharp & Dohme Research Laboratories, Merck & Co., Rahway, NJ.
- Boulton, A. J.. 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. Freshwater Biology, 41: 469-479.

-
- Brooks, S. M.. 1986. Pulmonary reactions to miscellaneous mineral dusts, man-made mineral fibers, and miscellaneous pneumoconioses. *In*: J. A. Merchant (ed.). 1986. Occupational respiratory diseases. U. S. Department of Health and Human Services. p. 401.
- Cain, D. J.; Luoma, S. N.;Carter, J. L. & Fend, S. V.. 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49: 2141-2154.
- Cain, D. J. & Luoma, S. N.. 1998. Metal exposures to native populations of the caddisfly *Hydropsyche* (Trichoptera: Hydropsychidae) determined from cytosolic and whole body metal concentrations. Hydrobiologia, 386: 103-117.
- Cairns & Pratt, 1993 in Rosenberg, D. M. & Resh, V. H..1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. *In*: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (ed.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.
- Callisto, M. & Esteves, F. A.. 1996. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural (Pará, Brasil). Acta Limnologica Brasiliensia, 8: 115-126.
- Connell, J. H.. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. Science 199: 1302-1310.
- Courtney, L. A. & Clements, W. H.. 1998. Effects of acidic pH on benthic macroinvertebrate communities in stream microcosms. Hidrobiologia, 379: 135-145.
- Courtney, L. A. & Clements, W. H.. 2000. Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. J. N. Am. Benthol. Soc., 19 (1) 112-127.
- Cummins, K. W. & Lauff, G. H.. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. Hidrobiologia, 34: 145-181.
- Deliberação Normativa COPAM, nº 10. 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Diário do Executivo-“Minas Gerais”, 10.01/1987.
- Diamond, J. M. 1982. Assembly of species communities. p. 342-444 *In*: Cody, M. L. & Diamond, J. M. Edrs. Ecology and Evolution of communities. 4o ed. The Belknap Press of Harvard University. Cambridge 545 p.

-
- Diaz, R. J. 1989. Pollution and tidal benthic communities of the James River Estuary, Virginia. Hydrobiologia 180: 195-211.
- Donaldson, J. & Barbeau, A.. 1985. Manganese neurotoxicity: possible clues to the etiology of human brain disorders. Met. Ions Neurol. Psychiatry, 15: 259.
- Draper, N. R. & Smith, H.. 1981. Applied Regression Analysis. Second Edition. Ed. John Wiley & Sons, Inc.. USA.
- Dumnicka, E.; Hasza, A.; Kownacki, A.; Krzyzanek, E. & Kuflikowski, T. 1988. Hydrobiologia 169: 183-191.
- Edmonson, W.T. 1959. Freshwater Biology. John Wiley & Sons. Inc. New York. 1248p.
- Eisler, R.. 1980. Accumulation of zinc by marine biota. pp. 259-351. In: Nriagu, J. O. (ed.). 1980. Zinc in the environment. Part II: health effects.
- Eisler, R.. 1981. Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press, New York. 687 pp.
- Eisler, R.. 1998. Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminat Hazard Reviews, 33: 99 pp.
- Eisler, R.. 1998. Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminat Hazard Reviews, 33: 99 pp.
- Eisler, R. & Belisle, A. A.. 1996. Planar PCB hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminant Hazard Reviews, 31: 75 pp.
- Esteves, F. A.; Amorim, J. C.; Cardoso, E. L. Cardoso & Barbosa, F. A. R.. 1985. Caracterização limnológica preliminar da represa de Três Marias (MG) com base em alguns parâmetros ambientais básicos. Ciência e Cultura, 37(4): 608-617.
- Esteves, F. A. & Barbosa, F. A. R.. 1986. Eutrofização artificial: A doença dos lagos. Ciência Hoje, 5 (27): 56-61.
- Esteves, F. A.. 1988. Fundamentos de Limnologia. Ed. Interciência Ltda./FINEP.R. J. 575 p.
- Fairweather, P. G.. 1999. State of environment indicators of "river health": exploring the metaphor. Freshwater Biology, 41: 211-220.

-
- Gainey, L. F., Jr., & Kenyon, J. R..1990. The effects of reserpine on copper induced cardiac inhibition in *Mytilus edulis*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 95C: 177-179. In: Eisler, R.. 1998. Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *Contaminat Hazard Reviews*, 33: 99 pp.
- Galdes, A. & Vallee, B. L.. 1983. Categories of zinc metalloenzymes. *Metal Ions Biol. Syst.*, 15:2.
- Garruto, R. M., Yanagihara, R. & Gajdusek, D. C.. 1990. Models of environmentally induce neurological disease: epidemiology and etiology of amyotrophic lateral sclerosis and parkinsonism-dementia in the Western Pacific. *Environ. Geochem. Health*, 12 (1/2): 137-151.
- Gerhardt, A. 1991. Sub-acute effects of cadmium on pH stressed *Leptophlebia marginata* (L.) and *Baetis rhodani* Pictet (Ephemeroptera). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2260.
- Giani, A.; Pinto-Coelho, R. M.; Oliveira, S. J. M. & Pelli, A. 1988. Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG, Brasil). *Ciência e Cultura*, 40 (1): 69-77.
- Glime, J. M. & Clemons, R. M. 1972. Species diversity of stream insects on Fontinalis spp. compared to diversity on artificial substrates. *Ecology*, 53: 458-463.
- Graça, M. A. S.. 1985. Métodos biológicos na avaliação da qualidade das águas (com especial referência aos macroinvertebrados). Museu e Laboratório Zoológico, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra. 62 p.
- Grant, A., Hateley, J. G. & Jones, N. V.. 1989. Mapping the ecological impact of heavy metals on the estuarine polichaete *Nereis diversicolor* using inherited metal tolerance. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 235-238.
- Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press London. 677 p.
- Hem. J. D.. 1970. Barium. In: Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Geological Survey Water-Supply Paper 1473. U. S. Government Printing Office. Whashington, DC. p. 197.
- Hilmy, A. M., El-Hamid, N. F. A. & Ghazaly, K. S.. 1988. Biochemical and physiological changes in the tissues and serum of both sexes in *Portunus*

-
- pelagicus* (L.) following acute exposures to zinc and copper. Folia Morphologica, 36: 79-94.
- Hynes, J. D. 1975. Annual cycles of macro-invertebrates of a river in southern Ghana. Freshwater Biology 5: 71-83.
- Iversen, T. M.; Thorup, J.; Hansen, T.; Lodal, J. & Olsen, J. 1985. Quantitative estimates and community structure of invertebrates in a macrophyte rich stream. Arch. Hydrobiol. 102 (3): 291-301.
- Junqueira, M. V. & Heckman, C. 1998. Multifactorial assessment of physical modification, impoundment, and contamination of a stream passing through an oil refinery in Minas Gerais, Brazil. Limnologica, 28 (4): 329-345.
- Junqueira, M. V. & Campos, S. C. M. 1998. Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, 10 (2): 125-135.
- Karr, J. R. 1999. Defining and measuring river health. Freshwater Biology, 41: 221-234.
- Klaassen, C. D., M. O. Amdur, and J. Doull, editors. 1986. Casarett and Doull's toxicology. The basic science of poisons. Third edition. Macmillan, New York. 974 pp.
- Klerks, P. L. & Weis, J. S. 1987. Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: a review. Environmental Pollution, 45: 173-205.
- Kornijów, R. 1988. Distribution of zoobenthos in littoral of two lakes differing in trophy. Polskie A rchiwum Hydrobiologii (Pol. Arch. Hydrobiol.), 35 (2): 185-195.
- Ladson, A. R. et alii. 1999. Development and testing of na index of stream condition for waterway management in Australia. Freshwater Biology, 41: 453-468.
- Leung, B., Forbes, M. R. & Houle, D. 2000. Fluctuating asymmetry as a bioindicator of stress: comparing efficacy of analyses involving multiple traits. The American Naturalist. 155 (1): 101-115.
- Levander, O. A. 1975. Selenium and chromium in human nutrition. J. Am. Diet. Assoc., 66: 338.
- Mac Arthur, R. & Wilson, E. O. 1967. The teory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, N. J.

-
- MacKereth, F. J. H.; Heron, J. & Talling, J. F.. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists, 1º ed. F. B. A. Scientific Publication n° 36, Titus Wilson & Son Ltd, Kendal 117 pp.
- McLusky, D. S. & Hagerman, L..1987. The toxicity of chromium, nickel and zinc: effects of salinity and temperature, and the osmoregulatory consequences in the mysid *Praunus flexuosus*. Aquatic Toxicology, 10: 225- 238.
- Maddock, I.. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluation river health. Freshwater Biology, 41: 373-391.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurements. Princeton University Press. Gret Britain. 179 p.
- Maher, W.; Batley, G. E. & Lawrence, I.. 1999. Assessing the health of sediment ecosystems: use of chemical measurements. Freshwater Biology, 41: 361-372.
- Margalef, R.. 1983. Limnologia. Ed. Omega. Barcelona.
- Mason, R. P., Laporte, J. –M. & Andres, S.. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 38: 283-297.
- Matsumara-Tundisi, T.; Hino, K. & Rocha, O. 1986. Características limnológicas da Lagoa do Taquaral (Campinas, SP) - um ambiente hipereutrófico. Ciência & Cultura 38 (3): 420-425.
- Meador, J. P.. 1991. The interaction of pH, dissolved organic carbon, and total copper in the determination of ionic copper and toxicity. Aquatic Toxicology 19: 13-32. In: Eisler, R.. 1998. Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminat Hazard Reviews, 33: 99 pp.
- Meire, P. M. & Dereu, J. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. Journal of Applied Ecology: 27: 210-223.
- Merrit, R.W. e Cummins, K.W. 1988. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd ed. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa 635p.
- Mertz, W.. 1969. Chromium occurrence and function in biological systems. Physiol. Rev., 49: 163.
- Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. Diário Oficial, seção I, 30 de julho de 1986, pp.11356-11360.

-
- Moss, B. & Timms, M. 1989. Predation, sediment stability and food availability as determinants of the benthic invertebrate fauna in two shallow lakes. Hydrobiologia, 185: 249-257.
- Moulton, T. P.. 1998. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. pp.281-298. In: Nessimiam, J. L. & Carvalho, A. L. (eds.). Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis, vol. V.
- Muhar, S. & Jungwirth, M.. 1998. Habitat integrity of running waters-assessment criteria and their biological relevance. Hydrobiologia, 386: 195-202.
- Norris, R. H. & Thoms, M.. 1999. What is river health? Freshwater Biology, 41: 197-209.
- Paine, R. T.. 1966. Food web complexity and species diversity. Am. Nat. 100: 65-75.
- Palmer, M. A. & Strayer, D. L. 1996. Meiofauna *In*: Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press London. 677 p.
- Patel, H. S. & Kaliwal, M. B.. 1989. Histopathological effects of zinc on the gills of prawn *Macrobrachium hendersodyanum*. Zeitschrift fur Angewandte Zoologie, 76: 505-509.
- Patrick, R. 1959. Aquatic life in a new stream. Water and Sewage Works, December, 531-535.
- Patrick, R. 1982. Stream communities p. 445-459 *In*: Cody, , M. L. & Diamond, J. M. Edrs. Ecology and Evolution of communities. 4o ed. The Belknap Press of Harvard University. Cambridge 545 p.
- Paulauskis, J. D. & Winner, R. W.. 1988. Effects of water hardness and humic acid on zinc toxicity to *Daphnia magna* Straus. Aquatic Toxicology, 12: 273-290.
- Peckarsky, B. 1996. Predator-Prey interactions *In*: Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press London. 677 p.
- Pelli, A.; Dumont-Neto, R.; Silva, J. D. & Barbosa, N. D. C. 1997a. Observações sobre o hábito alimentar de pós-larvas e alevinos do dourado (*Salminus maxillosus* Valenciennes, 1849) em diferentes condições de cultivo. Revista UNIMAR, 19 (2): 509-520.
- Pelli, A.; Dumont-Neto, R.; Silva, J. D.; Ramos, S. M.; Souza, D. S. & Barbosa, N. D. C. 1997b. Ingestão de ração por pacu (*Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887), curimba (*Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881) e piau (*Leporinus friderici* Bloch, 1794) em condições semi-intensivas. B. Inst. Pesca, 24(especial): 119-123.

-
- Pelli, A. & Barbosa F. A. R.. 1998. Insect fauna associated with *Salvinia molesta* Mitchell in a lake of Lagoa Santa Plateau, Minas Gerais, Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26: 2125-2127.
- Petersen, S. & Gustavson, K.. 1998. Toxic effects of tri-butly-tin (TBT) on autotrophic pico-, nano-, and microplankton assessed by size fractionated pollution-induced community tolerance (SF-PICT) concept. Aquatic Toxicology, 40: 253-264.
- Pinto-Coelho, R. M. 2000. Fundamentos em Ecologia. Editora Artmed. Porto Alegre – Brasil. 252 p.
- Plafkin, J. L. et alii. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA, Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division. Office of Water, Washington.
- Pomeroy, R. & Kirschman, H. D.. 1945. Determination of dissolved oxygen: proposed modification of the Winkler method. Industr. Eng. Chem., (Anal). 17(11): 715-716.
- Price, N. M. & Morel, F. M. M.. 1990. Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. Nature, 344: 658-660.
- Quicke, D. L. J. et alii. 1998. Manganese and zinc in the ovipositors and mandibles of hymenopterous insects. Zoological Journal of the Linnean Society, 124: 387-396.
- Ricklefs, R. E.. 1996. A economia da natureza. 3 ed. Editora Guanabara Koogan S. A.. Rio de Janeiro, RJ.
- Rosenberg, D. M. & Wiens, A. P. 1978. Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern canadian river. Water Research, 12: 753-763.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H..1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. *In*: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (ed.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.
- Rosenstock, H. A., Simons, D. G. & Meyer, J. S.. 1971. Chronic manganism. Neurologic and Laboratory studies during treatment with levopoda. J. Am. Med. Assoc., 217: 1354.
- Scarsbrook, M. R. & Halliday, J.. 1999. Transition from pasture to native forest land-along stream continua: effects on stream ecosystems and implications for restoration. New Zeland Journal of Marine and freshwater Research, 33: 293-310.
- Schleiter, I. M.; Borchardt, D.; Wagner, R.; Dapper, T.; Schmidt, K. D.; Schmidt, H. H & Werner, H.. 1999. Modelling water quality, bioindication and population

-
- dynamics in lotic ecosystems using neural networks. Ecological Modelling, 120: 271-286.
- Schoener, T.. 1983. Rate of species turnover decreases from lower to higher organisms: a review of the data. Oikos, 41: 372-7.
- Simberloff, D. S. & Wilson, E. O. 1969. Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. Ecology 50: 278-295.
- Smith, I. C., and B. L. Carson. 1977. Trace metals in the environment. Vol. 2: Silver. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich. 469 pp.
- Smock, L. A.. 1983 a. The influence of feeding habits on whole-body metal concentrations in aquatic insects. Freshwater Biol., 13: 301-311.
- Smock, L. A.. 1983 b. Relationships between metal concentrations and organisms size in aquatic insects. Freshwater Biol., 13: 313-321.
- Sprague, J. B.. 1986. Toxicity and tissue concentrations of lead, zinc, and cadmium for marine mollusks and crustaceans. International Lead Zinc Research Organization, Research Triangle Park, N. C.. 215 pp.
- Spurgeon, D. J. & Hopkin, S. P.. 1999. Seasonal variation in the abundance, biomass and biodiversity of earthworms in soils contaminated with metal emissions from a primary smelting works. Journal of Applied Ecology, 36: 173-183.
- Stockinger, H. E.. 1981. The metals. *In*: Clayton, G. D. & Clayton, F. E. (eds.). Patty's industrial hygiene and toxicology. Vol. II(A). J. Wiley, New York, NY. p. 1531.
- Suguio, K.. 1973. Introdução à sedimentologia. Ed. Edgard Buckler, EDUSP, S.P. 317 p.
- Taylor, E. J., Rees, E. M. & Pascoe, D.. 1994. Mortality and drift-related response of the freshwater amphipod *Gammarus pulex* (L.) exposed to natural sediments, acidification and copper. Aquatic Toxicology, 29: 189-198.
- Tevesz, M. J. S. 1978. Benthic recolonization patterns in the Vermilion River, Ohio. Kirtlandia 27. 17 pp.
- Thaker, J.; Chhaya, J.; Nuzhat, S.; Mittal, R.; Mansuri, A. P. * Kundu, R.. 1996. Effects of chromium (VI) on some ion-dependent ATPases in gills, kidney and intestine of a coastal teleost *Periophthalmus dipsas*. Toxicology, 112: 237-244.
- Tom, K. M.; Chen, W.; Goettlich-Riemann, J.; Tanimoto, S.; Grey, D.; Wake, D. & Rucker, R. E.. 1977. Collagen and elastin metabolism in relation to dietary zinc and copper in the chick and rat. Nutrition Reports International, 15: 191- 198.

-
- Townsend, C. R. & Riley, R. H.. 1999. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. Freshwater Biology, 41: 393-405.
- U. S. Environmental Protection Agency. 1980. Ambient water quality criteria for arsenic. Report No. EPA – 440: 5-80-021. Office of Water. Regulations and Standards. Criteria and Standards Division, Washington, DC 20460.
- U. S. Environmental Protection Agency. 1988. Special report on ingested inorganic arsenic. Skin cancer; nutritional essentiality. Report No. EPA – 625/3–87/013. Risk Assessment Forum, Washington, DC.
- Van, T. K., Wheeler, G. S. & Center, T. D.. 1999. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. Aquatic Botany, 62: 225-233.
- Verriopoulos, G. & Dimas, S.. 1988. Combined toxicity of copper, cadmium, zinc, lead, nickel, and chrome to the copepod *Tisbe holothuriae*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 41: 378-384.
- Walker, I. 1988. Study of benthic micro-faunal colonization of submerged litter leaves in the central Amazonian blackwater stream Tarumã-Mirim (Tarumanzinho). Acta Limnol. Brasil. 11: 623-648.
- Weatherley, N. S.; Ormerod, S. J.; Thomas, S. P. & Edwards, R. W. 1988. The response of macroinvertebrates to experimental episodes of low pH with different forms of aluminium, during a natural spate. Hydrobiologia 169: 225-232.
- Weatherley, N. S. & Ormerod, S. J. 1989. Modelling ecological impacts of the acidification of Welsh streams: temporal changes in the occurrence of macroflora and macroinvertebrates. Hydrobiologia 185: 163-174.
- Weis, J. S.. 1980. Effect of zinc on regeneration in the fiddler crab *Uca pugilator* and its interactions with methylmercury and cadmium. Marine Environmental Research, 3: 249-255.
- Wilhm, J. L... 1975. Biological indicators of pollution. *In*: Whitton, B. A.. 1975. River ecology. Studies in Ecology, Vol. 2, Cap. 15, 375-402 p.
- Willis, M.. 1985. Analysis of the effects of zinc pollution on the macroinvertebrate populations of the Afon Crafnant, North Wales. Environmental Geochemistry and Health, 7: 98-109.

-
- Wilzbach, M. A. & Cummins, K. W..1989. An assessment of short-term depletion of stream macroinvertebrate benthos by drift. Hidrobiologia. 185: 29-39.
- Winner, R. W. & Farrell, M. P.. 1976. Acute and chronic toxicity of copper to four species of *Daphnia*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 33: 1685- 1691. *In*: Eisler, R.. 1998. Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminat Hazard Reviews, 33: 99 pp.
- Winner, R. W. & Gauss, J. D.. 1986. Relationship between chronic toxicity and bioaccumulation of copper, cadmium and zinc as affected by water hardness and humic acid. Aquatic Toxicology, 8: 149-161.
- Wood, C. M., Munger, S., Galvez, F., & Hogstrand, C.. 1994. The physiology of silver toxicity in freshwater fish, pp. 109-114. *In*: Andren, A. W et alii, organizers. Transport, fate and effects of silver in the environment. Proceedings of the 2nd international conference. University of Wisconsin Sea Grant Institute, Madison.
- Wood, C. M., Morgan, I., Galvez, F. & Hogstrand, C.. 1995. The toxicity of silver in fresh and marine waters. *In*: Andren, A. W. & Bober, T. W., organizers. 1995. Transport, fate, and effects of silver in the environment. Abstracts of 3rd international conference. University of Wisconsin Sea Grant Institute, Madison.
- Wright, J. F.; Moss, D. & Furse, M. T.. 1995. Macroinvertebrate richness at running-water sites in Great Britain: a comparison of species and family level data. Anais do XXVI Congress of International Association of Theoretical and Applied Limnology. SIL – São Paulo. 453 p.
- Zidenberg-Cherr, S. & Keen, C. L.. 1987. Enhanced tissue lipid peroxidation: mechanism underlying pathologies associated with dietary manganese deficiency. *In*: Kies, C. (ed.). 1987. Nutritional bioavailability of manganese. American Chemical Society, 56 pp.
- Zou, E. & Bu, S.. 1994. Acute toxicity of copper, cadmium, and zinc to the water flea, *Moina irrasa* (Cladocera). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 52: 742-748. *In*: Eisler, R.. 1998. Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminat Hazard Reviews, 33: 99 pp.

ANEXO

RESOLUÇÃO CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986

Publicado no D.O.U. de 30/7 /86.

O CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, no uso das atribuições que lhe confere o art. 7º, inciso IX, do Decreto 88.351, de 1º de junho de 1983, e o que estabelece a RESOLUÇÃO CONAMA Nº 003, de 5 de junho de 1984;

Considerando ser a classificação das águas doces, salobras e salinas essencial à defesa de seus níveis de qualidade, avaliados por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes; Considerando que os custos do controle de poluição podem ser melhor adequados quando os níveis de qualidade exigidos, para um determinado corpo d'água ou seus diferentes trechos, estão de acordo com os usos que se pretende dar aos mesmos;

Considerando que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade;

Considerando que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados como consequência da deterioração da qualidade das águas;

Considerando a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação aos níveis estabelecidos no enquadramento, de forma a facilitar a fixação e controle de metas visando atingir gradativamente os objetivos permanentes;

Considerando a necessidade de reformular a classificação existente, para melhor distribuir os usos, contemplar as águas salinas e salobras e melhor especificar os parâmetros e limites associados aos níveis de qualidade requeridos, sem prejuízo de posterior aperfeiçoamento ;

RESOLVE estabelecer a seguinte classificação das águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional:

Art. 1º - São classificadas, segundo seus usos preponderantes, em nove classes, as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional :

ÁGUAS DOCES

I - Classe Especial - águas destinadas:

a) ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção.

b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

II - Classe 1 - águas destinadas:

a) ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado;

b) à proteção das comunidades aquáticas;

c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);

d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao Solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película.

e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

III - Classe 2 - águas destinadas:

a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;

b) à proteção das comunidades aquáticas;

c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho) ;

d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;

e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

IV - Classe 3 - águas destinadas:

a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;

b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;

c) à dessedentação de animais.

V - Classe 4 - águas destinadas:

a) à navegação;

b) à harmonia paisagística;

c) aos usos menos exigentes.

ÁGUAS SALINAS

VI - Classe 5 - águas destinadas:

a) à recreação de contato primário;

b) à proteção das comunidades aquáticas;

c) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

VII - Classe 6 - águas destinadas:

a) à navegação comercial;

b) à harmonia paisagística;

c) à recreação de contato secundário.

ÁGUAS SALOBRAS

VIII - Classe 7 - águas destinadas:

- a) à recreação de contato primário;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

IX - Classe 8 - águas destinadas:

- a) à navegação comercial;
- b) à harmonia paisagística;
- c) à recreação de contato secundário

Art. 2º - Para efeito desta resolução são adotadas as seguintes definições.

- a) CLASSIFICAÇÃO: qualificação das águas doces, salobras e salinas com base nos usos preponderantes (sistema de classes de qualidade).
- b) ENQUADRAMENTO: estabelecimento do nível de qualidade (classe) a ser alcançado e/ou mantido em um segmento de corpo d'água ao longo do tempo.
- c) CONDIÇÃO: qualificação do nível de qualidade apresentado por um segmento de corpo d'água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada.
- d) EFETIVAÇÃO DO ENQUADRAMENTO: conjunto de medidas necessárias para colocar e/ou manter a condição de um segmento de corpo d'água em correspondência com a sua classe.
- e) ÁGUAS DOCES: águas com salinidade igual ou inferior a 0,50 ‰.
- f. ÁGUAS SALOBRAS: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰ e 30 ‰.
- g) ÁGUAS SALINAS: águas com salinidade igual ou superior a 30 ‰.

Art. 3º - Para as águas de Classe Especial, são estabelecidos os limites e/ou condições seguintes:

COLIFORMES: para o uso de abastecimento sem prévia desinfecção os coliformes totais deverão estar ausentes em qualquer amostra.

Art. 49 - Para as águas de **classe 1**, são estabelecidos os limites e/ou condições seguintes:

- a) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- b) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- c) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- d) corantes artificiais: virtualmente ausentes;
- e) substâncias que formem depósitos objetáveis: virtualmente ausentes;
- f) coliformes: para o uso de recreação de contato primário deverá ser obedecido o Art. 26 desta Resolução. As águas utilizadas para a irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas que se desenvolvam rentes ao Solo e que são consumidas cruas, sem remoção de casca ou película, não devem ser poluídas por excrementos humanos, ressaltando-se a necessidade de inspeções sanitárias periódicas.

Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 200 coliformes fecais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver na região meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de 1.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

g) DBO5 dias a 20°C até 3 mg/1 O₂;

1. OD, em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/1O₂;
2. Turbidez até 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT);

j) cor: nível de cor natural do corpo de água em mg Pt/l

1) pH: 6,0 a 9,0;

m) substâncias potencialmente prejudiciais (teores máximos) :

Alumínio:	0,1 mg/1 Al
Amônia não ionizável:	0,02 mg/1 NH ₃ .
Arsênio:	0,05 mg/1 As
Bário:	1,0 mg/1 Ba.
Sendo:	0,1 mg/1 Be
Boro:	0,75 mg/1 B
Benzeno :	0,01 mg/1
Benzo-a-pireno:	0,00001 mg/1
Cádmio:	0,001 mg/1 Cd
Cianetos:	0,01 mg/1 CN
Chumbo:	0,03 mg/1 Pb
Cloretos:	250 mg/1 Cl
Cloro Residual:	0,01 mg/1Cl

Cobalto:	0,2 mg/1 Co
Cobre:	0,02 mg/1 Cu
Cromo Trivalente:	0,5 mg/1 Cr
Cromo Hexavalente:	0,05 mg/1 Cr
1,1 dicloroetano :	0,0003 mg/1
1,2 dicloroetano:	0,01 mg/1
Estanho;	2,0 mg/1 Sn
Índice de Fenóis:	0,001 mg/1 C6H5 OH
Ferro solúvel:	0,3 mg/1 Fe
Fluoretos:	1,4 mg/1 F
Fosfato total:	0,025 mg/1 P
Lítio:	2,5 mg/1 Li
Manganês:	0,1 mg/1 Mn
Mercúrio:	0,0002 mg/1 Hg
Níquel:	0,025 mg/1 Ni
Nitrato:	10 mg/1 N
Nitrito:	1,0 mg/1 N
Prata:	0,01mg/1 ^A g
Pentaclorofenol:	0,01 mg/1
Selênio:	0,01mg/1Se
Sólidos dissolvidos totais:	500 mg/1
Substâncias tenso-ativas que reagem com o azul de metileno :	0,5 mg/1 LAS
Sulfatos:	250 mg/1 SO4
Sulfetos (como H2S não dissociado):	0,002 mg/1 S
Tetracloroetano:	0,01 mg/1
Tricloroetano:	0,03 mg/1
Tetracloro de carbono:	0,003 mg/1
2, 4, 6 triclorofenol:	0,01 mg/1
Urânio total:	0,02 mg/1 U
Vanádio:	0,1 mg/1 V
Zinco:	0,18 mg/1Zn
Aldrin:	0,01 ug/1
Clordano:	0,04 ug/1
DDT;	0,002 ug/1
Dieldrin:	0,005 ug/1
Endrin:	0,004 ug/1
Endossulfan:	0,056 ug/1
Epóxido de Heptacloro:	0,01 ug/1
Heptacloro:	0,01 ug/1
Lindano (gama.BHC)	0,02 ug/1
Metoxicloro:	0,03 ug/1
Dodecacloro + Nonacloro :	0,001 ug/1
Bifenilas Policloradas (PCB'S):	0,001 ug/1
Toxafeno:	0,01 ug/1
Demeton:	0,1 ug/1
Gution:	0,005 ug/1
Malation:	0,1 ug/1
Paration:	0,04 ug/1
Carbaril:	0,02 ug/1
Compostos organofosforados e carbamatos totais:	10,0 ug/1 em Paration
2,4 - D:	4,0 ug/1
2,4,5 - TP:	10,0 ug/1
2,4,5 - T:	2,0 ug/1

Art. 5º - Para as águas de Classe 2, são estabelecidos os mesmos limites ou condições da Classe 1, à exceção dos seguintes:

- a) não será permitida a presença de corantes artificiais que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;
- b) Coliformes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecido o Art. 26 desta Resolução. Para os demais usos, não deverá ser excedido uma limite de 1.000 coliformes fecais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de até 5.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês;
- c) Cor: até 75 mg Pt/l
- d) Turbidez: até 100 UNT;
- e) DBO5 dias a 20°C até 5 mg/1O5;
- f) OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/1O2.

Art. 6º - Para as águas de Classe 3 são estabelecidos os limites ou condições seguintes:

- a) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- b) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- c) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- d) não será permitida a presença de corantes artificiais que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;
- e) substâncias que formem depósitos objetáveis: virtualmente ausentes;
- f) número de coliformes fecais até 4.000 por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, índice limite será de até 20.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês;
- g) DBO5 dias a 20°C até 10 mg/1O2;
- h) OD, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/l O2
- l) Turbidez: até 100 UNT;
- j) Cor: até 75 mg Pt/l;
- l) pH: 6,0 a 9,0
- m) Substâncias potencialmente prejudiciais (teores máximos) :

Alumínio :	0,1 mg/l Al
Arsênio:	0,05 mg/l As
Bário:	1,0 mg/l Ba
Berílio:	0,1 mg/l Be
Boro:	0,75 mg/l B
Benzeno:	0,01 mg/l
Benzo-a-pireno:	0,00001 mg/l
Cádmio:	0,01 mg/l Cd
Cianetos:	0,2 mg/l CN
Chumbo:	0,05 mg/l Pb
Cloretos:	250 mg/l Cl
Cobalto:	0,2 mg/l Co
Cobre:	0,5 mg/l Cu
Cromo Trivalente:	0,5 mg/l Cz
Cromo Hexavalente:	0,05 mg/l Cz
1,1 dicloroetano:	0,0003 mg/l
1,2 dicloroetano:	0,01 mg/l
Estanho:	2,0 mg/l Sn
Índice de Fenóis:	0,3 mg/l C6H5OH
Ferro solúvel:	5,0 mg/l Fe
Fluoretos:	1,4 mg/l F
Fosfato total:	0,025 mg/l P
Lítio:	2,5 mg/l Li
Manganês:	0,5 mg/l Mn
Mercúrio:	0,002 mg/l Hg
Níquel:	0,025 mg/l Ni
Nitrato:	10 mg/l N

Nitrito:	1,0 mg/1 N
Nitrogênio amoniacal:	1,0 mg/1 N
Prata:	0,05 mg/1 Ag
Pentaclorofenol:	0,01 mg/1
Selênio:	0,01mg/1Se
Sólidos dissolvidos totais:	500 mg/1
Substâncias tenso-ativas que reagem com o azul de metileno:	0,5 mg/1 LAS
Sulfatos:	250 mg/1SO4
Sulfatos (como H2S não dissociado):	0,3 mg/1 S
Tetradoroetano:	0,01 mg/1
Tricloroetano:	0,03 mg/1
Tetradoreto de Carbono:	0,003 mg/1
2, 4, 6 triclorofenol:	0,01 mg/1
Urânio total:	0,02 mg/1 U
Vanádio:	0,1 mg/1 V
Zinco:	5,0 mg/1 Zn
Aldrin:	0,03 ug/1
Clordano:	0,3 ug/1
DDT:	1,0 ug/1
Dieldrin:	0,03 ug/1
Endrin:	0,2 ug/1
Endossulfan:	150 ug/1
Epóxido de Heptacloro:	0,1 ug/1
Heptacloro:	0,1 ug/1
Lindano (gama-BHC):	3,0 ug/1
Metoxicloro:	30,0 ug/1
Dodecacloro + Nonacloro:	0,001 ug/1
Bifenilas Policloradas (PCB'S):	0,001 ug/1
Toxafeno:	5,0 ug/1
Demeton:	14,0 ug/1
Gution:	0,005 ug/1
Malation:	100,0 ug/1
Paration:	35,0 ug/1
Carbaril:	70,0 ug/1
Compostos organofosforados e carbamatos totais em Paration:	100,0 ug/1
2,4 - D:	20,0 ug/1
2,4,5 – TP:	10,0 ug/1
2,4,5 – T:	2,0 ug/1

Art. 7º - Para as águas de Classe 4, são estabelecidos os limites ou condições seguintes:

- materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- odor e aspecto: não objetáveis;
- óleos e graxas: toleram-se iridicências;
- substâncias facilmente sedimentáveis que contribuam para o assoreamento de canais de navegação: virtualmente ausentes;
- índice de fenóis até 1,0 mg/1 C6H5OH ;
- OD superior a 2,0 mg/1 O2, em qualquer amostra;
- pH: 6 a 9.

ÁGUAS SALINAS

Art. 8º - Para as águas de Classe 5, são estabelecidos os limites ou condições seguintes:

- materiais flutuantes: virtualmente ausentes;
- óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- substâncias que produzem odor e turbidez: virtualmente ausentes;

d) corantes artificiais: virtualmente ausentes;
e) substâncias que formem depósitos objetáveis: virtualmente ausentes;
f) coliformes: para o uso de recreação de contato primário deverá ser obedecido o Art. 26 desta Resolução. Para o uso de criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana e que serão ingeridas cruas, não deverá ser excedida uma concentração média de 14 coliformes fecais por 100 mililitros, com não mais de 10% das amostras excedendo 43 coliformes fecais por 100 mililitros. Para os demais usos não deverá ser excedido um limite de 1,000 coliformes fecais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês;

g) DBO5 dias a 20°C até 5 mg/l O₂ ;

h) OD, em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/l O₂ ;

1. pH: 6,5 à 8,5, não devendo haver uma mudança do pH natural maior do que 0,2 unidade;

j) substâncias potencialmente prejudiciais (teores máximos) :

Alumínio:	1,5 mg/l Al
Amônia não ionizável:	0,4 mg/l NH ₃ .
Arsênio:	0,05 mg/l As
Bário:	1,0 mg/i Ba
Berílio:	1,5 mg/l Be
Boro:	5,0 rrig/l B
Cádmio:	0,005 mg/l Cd
Chumbo:	0,01 mg/l Ph
Cianetos:	0,005 mg/l CN
Cloro residual:	0,01 mg/l Cl
Cobre :	0,05 mg/l Cu
Cromo hexavalente:	0,05 mg/l Cr
Estanho:	2,0 mg/l Sn
Índice de fenóis:	0,001 mg/l C ₆ H ₅ OH
Ferro:	0,3 mg/l Fe
Fluoretos:	1,4 mg/l F
Manganês:	0,1 mg/l Mn
Mercúrio:	0,0001 mg/l Hg
Níquel:	0,1 mg/l Ni
Nitrato :	10,0 mg/1N
Nitrito :	1,0 mg/ N
Prata:	0,005 m/1 Ag
Selênio:	0,01 mg/1 Se
Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno:	0,5 mg/1 - LAS
Sulfetos com H ₂ S:	0,002 mg/1 S
Tálio :	0, 1 mg/1 Tl
Urânio Total:	0,5 mg/1 U
Zinco:	0,17 mg/1 Zn
Aldrin:	0,003 - ug/1
Clordano:	0,004 ug/1
DDT:	0,001 ug/1
Demeton:	0,1 ug/1
Dieldrin:	0,003 ug/1
Endossulfan:	0,034 ug/1
Endrin:	0,004 ug/1
Epóxido de Heptacloro:	0,001 ug/1
Heptacloro:	0,001 ug/1
Metoxicloro:	0,03 ug/1
Lindano (gama - BHC):	0,004 ug/1
Dodecacloro + Nonadoro:	0,001 ug/1
Gution:	0,01 ug/1
Malation:	0,1 ug/1

Toxafeno:	0,005 ug/1
Compostos organofosforados e carbamatos totais:	10,0 ug/1 em Paration
2,4 - D:	10,0 ug/1
2, 4, 5 - TP:	10,0 ug/1
2, 4, 5 - T:	10,0 ug/1

Art. 9º - Para as águas de Classe 6, são estabelecidos os limites ou condições seguintes:

- materiais flutuantes; virtualmente ausentes;
- óleos e graxas: toleram-se iridicências;
- substâncias que produzem odor e turbidez: virtualmente ausentes;
- corantes artificiais: virtualmente ausentes;
- substâncias que formem depósitos objetáveis: virtualmente ausentes;
- coliformes: não deverá ser excedido um limite de 4.000 coliformes fecais por 100 ml em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver na região meio disponível para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de 20.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês;
- DBO5 dias a 20°C até 10 mg/1 O2
- OD, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/1 O2 ;
- pH: 6,5, a 8,5, não devendo haver uma mudança do Ph natural maior do que 0,2 unidades;

ÁGUAS SALOBRAS

Art. 10 - Para as águas de Classe 7, são estabelecidos os limites ou condições seguintes:

- DBO5 dias a 20°C até 5 mg/1 O2;
- OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/1 O2 ;
- pH: 6,5 a 8,5
- óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- materiais flutuantes: virtualmente ausentes;
- substâncias que produzem cor, odor e turbidez: virtualmente ausentes;
- substâncias que formem depósitos objetáveis: virtualmente ausentes;
- coliformes; para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecido o Art. 26 desta Resolução, Para o uso de criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana e que serão ingeridas cruas, não deverá ser excedido uma concentração média de 14 coliformes fecais por 100 mililitros com não mais de 10% das amostras excedendo 43 coliformes fecais por 100 mililitros. Para os demais usos não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes fecais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais, colhidas em qualquer mês; no caso de não haver na região, meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de até 5.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais, colhidas em qualquer mês;
- substâncias potencialmente prejudiciais (teores máximos) ;

Amônia não ionizável	0,4 mg/1 NH3.
Arsênio:	0,05 mg/1 As
Cádmio:	0,005 mg/1 Cd
Cianetos:	0,005 mg/1 CN
Chumbo:	0,01 mg/1 Pb
Cobre:	0,05 mg/1 Cu
Cromo hexavalente :	0,05 mg/1 Cr
Índice de fenóis:	0,001 mg/1C6H5OH
Fluoretos:	1,4 mg/1 F
Mercúrio:	0,0001 mg/1 Hg
Níquel:	0,1 mg/1 Ni
Sulfetos como H2S:	0,002 mg/1 S
Zinco :	0,17 mg/1 Zn
Aldrin:	0,003 ug/1
Clordano:	0,004 ug/1
DDT:	0,001 ug/1
Demeton:	0,1 ug/1
Dieldrin :	0,003 ug/1
Endrin :	0,004 ug/1
Endossulfan:	0,034 ug/1

Epóxido de heptacloro:	0,001 ug/1
Gution:	0,01 ug/1
Heptacloro:	0,001 ug/1
Lindano (gama . BHC) :	0,004 ug/1
Malation:	0,1 ug/1
Metoxicloro:	0,03 ug/1
Dodecacloro + Nonacloro:	0,001 ug/1
Paration:	0,04 ug/1
Toxafeno:	0,005 ug/1
Compostos organofosforados e carbamatos totais:	10,0 ug/1 em Paration
2,4 - D:	10,0 ug/1
2, 4, 5 - T:	10,0 ug/1
2, 4, 5 - TP:	10,0 ug/1

Art. 111 - Para as águas de Classe 8, são estabelecidos os limites ou condições seguintes:

- a) pH: 5 a 9
- b) OD, em qualquer amostra, não inferior a 3,0 mg/1 O₂;
- c) óleos e graxas: toleram-se iridicências;
- d) materiais flutuantes: virtualmente ausentes;
- e) substâncias que produzem cor, odor e turbidez: virtualmente ausentes;
- f) substâncias facilmente sedimentáveis que contribuam para o assoreamento de canais de navegação: virtualmente ausentes;
- g) coliformes: não deverá ser excedido um limite de 4.000 coliformes fecais por 100 ml em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes recais, o índice será de 20.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês;

Art. 12 - Os padrões de qualidade das águas estabelecidos nesta Resolução constituem-se em limites individuais para cada substância. Considerando eventuais ações sinérgicas entre as mesmas, estas ou outras não especificadas, não poderão conferir às águas características capazes de causarem efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida.

§ 1º - As substâncias potencialmente prejudiciais a que se refere esta Resolução, deverão ser investigadas sempre que houver suspeita de sua presença,

§ 2º - Considerando as limitações de ordem técnica para a quantificação dos níveis dessas substâncias, os laboratórios dos organismos competentes deverão estruturar-se para atenderem às condições propostas. Nos casos onde a metodologia analítica disponível for insuficiente para quantificar as concentrações dessas substâncias nas águas, os sedimentos e/ou biota aquática deverão ser investigados quanto a presença eventual dessas substâncias.

Art. 3º - Os limites de DBO, estabelecidos para as Classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que os teores mínimos de OD, previstos, não serão desobedecidos em nenhum ponto do mesmo, nas condições críticas de vazão (Q_{crit.} " Q_{7,10} , onde Q_{7,10} , é a média das mínimas de 7 (sete) dias consecutivos em 10 (dez) anos de recorrência de cada seção do corpo receptor).

Art. 14 - Para os efeitos desta Resolução, consideram-se entes, cabendo aos órgãos de controle ambiental, quando necessário, quantificá-los para cada caso.

Art. 15 - Os órgãos de controle ambiental poderão acrescentar outros parâmetros ou tornar mais restritivos os estabelecidos nesta Resolução, tendo em vista as condições locais.

Art. 16 - Não há impedimento no aproveitamento de águas de melhor qualidade em usos menos exigentes, desde que tais usos não prejudiquem a qualidade estabelecida para essas águas.

Art. 17 - Não será permitido o lançamento de poluentes nos mananciais sub-superficiais.

Art. 18 - Nas águas de Classe Especial não serão tolerados lançamentos de águas residuárias, domésticas e industriais, lixo e outros resíduos sólidos, substâncias potencialmente tóxicas, defensivos agrícolas, fertilizantes químicos e outros poluentes, mesmo tratados. Caso sejam utilizadas para o abastecimento doméstico deverão ser submetidas a uma inspeção sanitária preliminar.

Art. 19 - Nas águas das Classes 1 a 8 serão tolerados lançamentos de desejos, desde que, além de atenderem ao disposto no Art. 21 desta Resolução, não venham a fazer com que os limites estabelecidos para as respectivas classes sejam ultrapassados.

Art. 20 - Tendo em vista os usos fixados para as Classes, os órgãos competentes enquadrarão as águas e estabelecerão programas de controle de poluição para a efetivação dos respectivos enquadramentos, obedecendo ao seguinte:

- a) o corpo de água que, na data de enquadramento, apresentar condição em desacordo com a sua classe (qualidade inferior à estabelecida), será objeto de providências com prazo determinado visando a sua recuperação, excetuados os parâmetros que excedam aos limites devido às condições naturais;
- b) o enquadramento das águas federais na classificação será procedido pela SEMA, ouvidos o Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas; - CEEIBH e outras entidades públicas ou privadas interessadas;
- c) o enquadramento das águas estaduais será efetuado pelo órgão estadual competente, ouvidas outras entidades públicas ou privadas interessadas;
- d) os órgãos competentes definirão as condições específicas de qualidade dos corpos de água intermitentes;
- e) os corpos de água já enquadrados na legislação anterior, na data da publicação desta Resolução, serão objetos de reestudo a fim de a ela se adaptarem;
- f) enquanto não forem feitos os enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2, as salinas Classe 5 e as salobras Classe 7, porém, aquelas enquadradas na legislação anterior permanecerão na mesma classe até o reenquadramento;
- g) os programas de acompanhamento da condição dos corpos de água seguirão normas e procedimentos a serem estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.

Art. 21 - Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedeçam às seguintes condições:

- a) pH entre 5 a 9;
- b) temperatura : inferior a 40°C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C;
- c) materiais sedimentáveis: até ml/litro em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor;
- e) óleos e graxas:
 - óleos minerais até 20 mg/l
 - óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/l;
- f) ausência de materiais flutuantes;
- g) valores máximos admissíveis das seguintes substâncias:

Amônia:	5,0 mg/1 N
Arsênio total:	0,5 mg/1 As
Bário:	5,0 mg/ Ba
Boro :	5,0 mg/1 B
Cádmio :	0,2 mg/1 Cd
Cianetos:	0,2 mg/1 CN
Chumbo:	0,5 mg/1 Pb
Cobre:	1,0 mg/1 Cu
Cromo hexavalente :	0,5 mg/1 Cr
Cromo trivalente :	2,0 mg/1 Cr
Estanho :	4,0 mg/1 Sn
Índice de fenóis:	0,5 mg/1C6H5OH
Ferro solúvel:	15,0 mg/1 Fe
Fluoretos:	10,0 mg/1 F
Manganês solúvel:	1,0 mg/1 Mn
Mercurio:	0,01 mg/1 Hg
Níquel:	2,0 mg/1 Ni
Prata :	0, 1 mg/1 Ag
Selênio:	0,05 mg/1 Se
Sulfetos:	1,0 mg/1 S
Sulfitos:	1,0 mg/1 S03
Zinco:	5,0 mg/1 Zn
Compostos organofosforados e carbomatos totais:	1,0 mg/1 em Paration
Sulfeto de carbono :	1,0 mg/1
Tricloroetano :	1 ,0 mg/1

Clorofôrmio :	1 ,0 mg/1
Tetracloroeto de Carbono:	1,0 mg/1
Dicloroeteno:	1,0 mg/1
Dicloroeteno:	
Compostos organoclorados não listados acima (pesticidas, solventes, etc) :	0,05 mg/1
Outras substâncias em concentrações que poderiam ser prejudiciais: de acordo com limites a serem fixados pelo CONAMA.	

h) tratamento especial, se provierem de hospitais e outros estabelecimentos nos quais haja despejos infectados com microorganismos patogênicos.

Art. 22 - Não será permitida a diluição de efluentes industriais com águas não poluídas, tais como água de abastecimento, água de mar e água de refrigeração.

Parágrafo Único - Na hipótese de fonte de poluição geradora de diferentes despejos ou emissões individualizadas, os limites constantes desta regulamentação aplicar-se-ão a cada um deles ou ao conjunto após a mistura, a critério do órgão competente.

Art. 23 - Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento nos termos desta Resolução.

Parágrafo Único - Resguardados os padrões de qualidade do corpo receptor, demonstrado por estudo de impacto ambiental realizado pela entidade responsável pela emissão, o competente poderá autorizar lançamentos acima dos limites estabelecidos no Art. 21, fixando o tipo de tratamento e as condições para esse lançamento.

Art. 24 - Os métodos de coleta e análise das águas devem ser os especificados nas normas aprovadas pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normatização e Qualidade Industrial - INMETRO ou, na ausência delas, no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WPCF, última edição, ressalvado o disposto no Art. 12. O índice de fenóis deverá ser determinado conforme o método 510 B do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16ª edição, de 1985.

Art. 25 - As indústrias que, na data da publicação desta Resolução, possuem instalações ou projetos de tratamento de seus despejos, aprovados por órgão integrante do Sistema Nacional do Meio Ambiente - SISNAMA, que atendam à legislação anteriormente em vigor, terão prazo de três (3) anos, prorrogáveis até cinco (5) anos, a critério do Estadual Local, para se enquadrarem nas exigências desta Resolução. No entanto, as citadas instalações de tratamento deverão ser mantidas em operação com a capacidade, condições de funcionamento e demais características para as quais foram aprovadas, até que se cumpram as disposições desta Resolução.

BALNEABILIDADE

Art. 26 - As águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário) serão enquadradas e terão sua condição avaliada nas categorias EXCELENTE, MUITO BOA, SATISFATÓRIA e IMPRÓPRIA, da seguinte forma:

- a) EXCELENTE (3 estrelas) : Quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das 5 semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais por 1,00 mililitros ou 1.250 coliformes totais por 100 mililitros;
- b) MUITO BOA (2 estrelas): Quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das 5 semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes fecais por 100 mililitros ou 2.500 coliformes totais por 100 mililitros;
- c) SATISFATÓRIAS (1 estrela): Quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das 5 semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo 1.000 coliformes fecais por 100 mililitros ou 5.000 coliformes totais por 100 mililitros;
- d) IMPRÓPRIAS: Quando ocorrer, no trecho considerado, qualquer uma das seguintes circunstâncias:
 1. não enquadramento em nenhuma das categorias anteriores, por terem ultrapassado os índices bacteriológicos nelas admitidos;
 2. ocorrência, na região, de incidência relativamente elevada ou anormal de enfermidades transmissíveis por via hídrica, a critério das autoridades sanitárias;
 3. sinais de poluição por esgotos, perceptíveis pelo olfato ou visão;
 4. recebimento regular, intermitente ou esporádico, de esgotos por intermédio de valas, corpos d'água ou canalizações, inclusive galerias de águas pluviais, mesmo que seja de forma diluída;
 5. presença de resíduos ou despejos, sólidos ou líquidos, inclusive óleos, graxas e outras substâncias, capazes de oferecer riscos à saúde ou tornar desagradável a recreação;
 6. pH menor que 5 ou maior que 8,5 ;

-
7. presença, na água, de parasitas que afetem o homem ou a constatação da existência de seus hospedeiros intermediários infectados;
8. presença, nas águas doces, de moluscos transmissores potenciais de esquistossomo, caso em que os avisos de interdição ou alerta deverão mencionar especificamente esse risco sanitário;
9. outros fatores que contra-indiquem, temporariamente ou permanentemente, o exercício da recreação de contato primário.

Art. 27 - No acompanhamento da condição das praias ou balneários as categorias EXCELENTE, MUITO BOA e SATISFATORIA poderão ser reunidas numa única categoria denominada PRÓPRIA.

Art. 28 - Se a deterioração da qualidade das praias ou balneários ficar caracterizada como decorrência da lavagem de vias públicas pelas águas da chuva, ou como conseqüência de outra causa qualquer, essa circunstância deverá ser mencionada no Boletim de condição das praias e balneários.

Art. 29 - A coleta de amostras será feita, preferencialmente, nos dias de maior afluência do público às praias ou balneários.

Art. 30 - Os resultados dos exames poderão, também, se referir a períodos menores que 5 semanas, desde que cada um desses períodos seja especificado e tenham sido colhidas e examinadas, pelo menos, 5 amostras durante o tempo mencionado.

Art. 31 - Os exames de colimetria, previstos nesta Resolução, sempre que possível, serão feitos para a identificação e contagem de coliformes fecais, sendo permitida a utilização de índices expressos em coliformes totais, se a identificação e contagem forem difíceis ou impossíveis.

Art. 32 - À beira mar, a coleta de amostra para a determinação do número de coliformes fecais ou totais deve ser, de preferência, realizada nas condições de maré que apresentem, costumeiramente, no local, contagens bacteriológicas mais elevadas.

Art. 33 - As praias e outros balneários deverão ser interditados se o órgão de controle ambiental, em qualquer dos seus níveis (Municipal, Estadual ou Federal), constatar que a má qualidade das águas de recreação primária justifica a medida.

Art. 34 - Sem prejuízo do disposto no artigo anterior, sempre que houver uma afluência ou extravasamento de esgotos capaz de oferecer sério perigo em praias ou outros balneários, o trecho afetado deverá ser sinalizado, pela entidade responsável, com bandeiras vermelhas constando a palavra POLUÍDA em cor negra.

DISPOSIÇÕES GERAIS

Art. 35 - Aos órgãos de controle ambiental compete a aplicação desta Resolução, cabendo-lhes a fiscalização para o cumprimento da legislação, bem como a aplicação das penalidades previstas, inclusive a interdição de atividades industriais poluidoras.

Art. 36 - Na inexistência de entidade estadual encarregada do controle ambiental ou se, existindo, apresentar falhas, omissões ou prejuízo sensíveis aos usos estabelecidos para as águas, a Secretaria Especial do Meio Ambiente poderá agir diretamente, em caráter supletivo.

Art. 37 - Os estados de controle ambiental manterão a Secretaria Especial do Meio Ambiente informada sobre os enquadramentos dos corpos de água que efetuarem, bem como das normas e padrões complementares que estabelecerem.

Art. 38 - Os estabelecimentos industriais, que causam ou possam causar poluição das águas, devem informar ao órgão de controle ambiental, o volume e o tipo de seus efluentes, os equipamentos e dispositivos antipoluidores existentes, bem como seus planos de ação de emergência, sob pena das sanções cabíveis, ficando o referido órgão obrigado a enviar cópia dessas informações ao IBAMA, à STI (MIC), ao IBGE (SEPLAN) e ao DNAEE (MME).

Art. 39 - Os Estados, Territórios e o Distrito Federal, através dos respectivos órgãos de controle ambiental, deverão exercer sua atividade orientadora, fiscalizadora e punitiva das atividades potencialmente poluidoras instaladas em seu território, ainda que os corpos de água prejudicados não sejam de seu domínio ou jurisdição.

Art. 40 - O não cumprimento ao disposto nesta Resolução acarretará aos infratores as sanções previstas na Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e sua regulamentação pelo Decreto nº 88.351, de 01 de junho de 1983.

Art. 41 - Esta Resolução entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Deni Lineu Schwartz