

**“Elaboração de um Banco de Dados sobre  
Recursos Hídricos em Minas Gerais – Biota  
Aquática com Ênfase na Bacia do Rio Doce.”**

Instituto de Ciências Biológicas  
Universidade Federal de Minas Gerais  
**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS**  
Relatório Técnico Científico Final do Projeto  
**BIOTA DO RIO DOCE**

Belo Horizonte,  
Julho de 2006

Início do auxílio: maio/2004  
Término do auxílio: dezembro/2005

## EQUIPE

### BOLSISTA DE PÓS-DOCTORAMENTO

Maria Margarida Granate Sá e Melo Marques

### Membros da Equipe:

Tiago Gripp

Fabírcia Souza Miranda

Maíra Oliveira

Anderson Santos

Coordenador : Prof. Ricardo Motta Pinto-Coelho

## SUMÁRIO

RESUMO	3
INTRODUÇÃO	5
ÁREA DE ESTUDO	10
MATERIAIS E MÉTODOS	16
RESULTADOS	17
DISCUSSÃO	34
CONCLUSÕES	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41

## RESUMO

Macroinvertebrados aquáticos, tanto bentônicos quanto associados à vegetação, são de fundamental importância no ambiente aquático, por desempenharem um papel central na dinâmica de nutrientes, na transformação da matéria e no fluxo de energia do ecossistema. Esta comunidade possui a capacidade de responder rapidamente a perturbações ambientais, sejam de origem antrópica ou não. As alterações funcionais e estruturais sofridas por esta comunidade quando exposta a algum tipo de modificação de seu habitat, conferem à mesma uma característica interessante para o estudo das condições ecológicas de um ecossistema. O objetivo específico deste trabalho foi realizar o levantamento da riqueza e abundância de organismos bentônicos na região do trecho médio do rio Doce, tanto em ambientes lóticos quanto lênticos. O projeto pretende gerar um banco de dados georeferenciado envolvendo variáveis físico-químicas (sobretudo aquelas usadas para o cálculo do índice de qualidade de água (IQA) ao lado de variáveis ligadas ao inventário da biodiversidade aquática. As coletas de amostras foram realizadas em julho/2004, janeiro/2005 e agosto/2005, compreendendo 2 períodos de seca e um período de chuva. Em cada ponto de coleta, foram tomadas três amostras semi-quantitativas de sedimento na região litorânea de cada ambiente utilizando-se rede de mão (malha 375 nm). Em laboratório realizou-se a lavagem do material sobre uma bateria de peneiras (2mm, 1mm, 0,5 mm e 0,25 mm de abertura). Os organismos retidos foram triados e contados em laboratório sob estereomicroscópio. A identificação foi realizada até o menor nível taxonômico possível (família ou gênero). A fauna de macroinvertebrados aquáticos dos ambientes analisados no trecho médio da bacia do rio Doce apresentou-se com alta riqueza, mesmo levando em conta o elevado grau de degradação a que este ambiente está sujeito. Foram identificadas 36 famílias de insetos dentro das ordens Heteroptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Diptera, Megaloptera, Trichoptera, Odonata e Lepidoptera. Além de Insecta, o filo Annelida foi registrado com alta frequência nos pontos de coleta, sendo representado por duas classes. Hirudinae e Oligochaeta. Também o filo Mollusca, com pelo menos 7 espécies presentes, foi representativo da fauna. Características físicas e químicas da

coluna d'água relacionadas ao grau de poluição não são necessariamente os principais determinantes da distribuição dos macroinvertebrados. Entretanto alguns grupos mais sensíveis aos baixos teores de oxigênio dissolvido e outros mais tolerantes ao enriquecimento por nutrientes, mostraram ter sua distribuição influenciada por esses fatores. Nos ambientes lóticos, o grau de degradação ambiental e as alterações provocadas pelas ações humanas aparentam ser os fatores determinantes para a estrutura e composição da comunidade de zoobentos. Nos ambientes lênticos, a distinção entre comunidades de locais sujeitos a alterações ambientais e de locais com alto grau de preservação (dentro de uma unidade de conservação) não foi tão óbvia, devido provavelmente ao fato de que mesmo as lagoas fora do PERD ainda se encontram em condições relativamente boas de qualidade de água.

PALAVRAS-CHAVE: banco de dados, recursos hídricos, biodiversidade, macroinvertebrados bentônicos.

## INTRODUÇÃO

Atualmente observa-se uma tendência global nas ciências ambientais no sentido de promover estudos que relacionem a estrutura e função dos ecossistemas com as atividades humanas. Essa visão decorre da constatação de que os sistemas naturais encontram-se cada vez mais ameaçados por um conjunto muito variado de atividades humanas.

A biota de MG, embora ainda em grande parte mal conhecida, encontra-se, no entanto, ameaçada pelos diferentes tipos de atividades antrópicas tais como a mineração, a indústria das hidroelétricas, a silvicultura industrial. A rápida expansão urbana e das fronteiras agrícolas do estado são ainda outros fatores muito importantes na degradação da qualidade de água dos rios mineiros. Alguns estudos pioneiros indicam que todo esse desenvolvimento econômico muitas vezes causa uma abrupta perda da qualidade ambiental.

O presente estudo pretende organizar os dados existentes sobre a biota aquática no estado em um banco de dados de uso múltiplo via Internet, com acesso diferenciado, sediado em um servidor no Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Espera-se com isso universalizar as informações sobre a qualidade de água no estado. Esse tipo de ação não somente será útil para preservar e conservar os recursos hídricos no estado mas também irá contribuir para uma melhoria da qualidade de vida dos cidadãos que tem a sua residência em MG.

A escolha da bacia-piloto para se testar a eficácia do banco de dados recaiu sobre o trecho mineiro do rio Doce. Esta escolha decorre do fato de que a bacia já possui um acervo de estudos ecológicos prévios que embasa a rede amostral a ser usada. Esses estudos já identificaram o potencial de cada uma das atividades humanas como agente degradador da qualidade de água. Dessa forma, a informação pré-existente na bacia do rio Doce permitiu delimitar um conjunto claro de hipóteses que podem ser testadas com objetividade na presente proposta.

## As comunidades biológicas

Em águas continentais podem ser encontrados representantes de praticamente todos os grupos de algas, produtores primários que juntamente com as macrófitas aquáticas são os responsáveis pela formação de biomassa autóctone nos ambientes aquáticos. A predominância de um ou outro grupo é função, principalmente, das características de cada sistema particular, sendo que a disponibilidade de nutrientes e a radiação subaquática são os fatores mais importantes na distribuição e variação do fitoplâncton em ambientes tropicais. Os principais grupos com representantes no plâncton de água doce são: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Chrysophyta e Pyrrophyta.

Em rios, o zooplâncton ocorre onde a velocidade da correnteza é restrita, particularmente em habitats intersticiais, em associação com plantas ou em depósitos de matéria orgânica. Apesar da grande variedade de fatores que determinam a composição, a distribuição e a abundância do zooplâncton em rios; diversos estudos têm mostrado a importância das modificações do nível da água como fator regulador. Assim a dinâmica enchente / vazante provocada pelos períodos de seca e chuva teria grande influência na comunidade da maioria dos rios, não só como consequência da maior diluição provocada pelo maior volume de água, mas da influência negativa de outros fatores como aumento da velocidade de correnteza (menor tempo de retenção), turbidez e mudanças nas características físicas e químicas das águas, que passam a atuar como elementos limitantes para o plâncton.

Entre as comunidades aquáticas destaca-se a que habita o fundo do leito dos rios e que apresenta a capacidade de integrar e refletir o estado de conservação ou degradação do ecossistema. Os macroinvertebrados bentônicos (benthos, do grego “profundidade”, macro = visíveis a olho nu, maior que 1mm) são organismos invertebrados, facilmente visualizados a olho nu, que habitam o substrato do fundo do ambiente aquático, vivem enterrados na areia ou agarrados à superfície de rochas, sobre o sedimento orgânico ou escondidos nos espaços existentes entre seixos e pedras.

Macroinvertebrados aquáticos, tanto bentônicos quanto associados à vegetação, são de fundamental importância no ambiente aquático, por desempenharem um papel central na dinâmica de nutrientes, na transformação da matéria e no fluxo de energia do ecossistema (CHANDLER, 1970; ESTEVES, 1988; CALLISTO & ESTEVES, 1995).

O biorrevolvimento da superfície do sedimento e a fragmentação do “litter” proveniente da vegetação ripária pelos macroinvertebrados bentônicos são exemplos de processos importantes para a liberação de nutrientes para a água e aeração dos sedimentos (DÉVAI, 1990; CUMMINS *et al*, 1989), sendo a saúde e a qualidade de um corpo d’água dependentes, em parte, de tais processos.

A comunidade de macroinvertebrados possui a capacidade de responder rapidamente a perturbações ambientais, sejam de origem antrópica ou não. As alterações funcionais e estruturais sofridas por esta comunidade quando exposta a algum tipo de modificação de seu habitat, conferem à mesma uma característica interessante para o estudo das condições ecológicas de um ecossistema. Assim, a utilização desta comunidade é muito eficiente para a avaliação dos impactos ambientais provocados pelas atividades agrícola, industrial, mineradora, etc. e pelas descargas de esgotos provenientes dos centros urbanos (GREENBERG *et al*, 1992).

Além da qualidade da água, vários outros fatores irão influenciar a distribuição da comunidade bentônica e também afetar sua estrutura, destacando-se dentre estes, segundo TATE & HEINY (1995), a geomorfologia da bacia, a comunidade ripária, o uso da terra e gradientes altitudinais, como os principais fatores responsáveis pela alteração da comunidade em uma escala espacial maior. Em menores escalas, os tipos de microhabitats disponíveis provocam uma acentuada diferença entre a comunidade de um local e de outro. Assim, o substrato, a presença de macrófitas, a quantidade e o tamanho das partículas de matéria orgânica são os principais determinantes do tipo de comunidade encontrada (HAWKINS & SEDELL, 1981).

De acordo com VANNOTE *et al*. (1980), a distribuição dos grupos funcionais da comunidade de macroinvertebrados está intrinsecamente relacionada com o gradiente de variação dos parâmetros físicos e químicos e com a disponibilidade



alimentar de cada grupo. Segundo o modelo do “river continuum” proposto por estes autores tal distribuição seria previsível e o principal fator determinante seria a ordem de grandeza do rio. Assim, o grupo dos fragmentadores tem uma importância relativa maior em rios de baixa ordem ou na região das cabeceiras do rio, onde o “input” de matéria orgânica alóctone é maior do que a produção de biomassa autóctone. À medida que a ordem de grandeza do rio aumenta, raspadores e filtradores aumentam sua participação na fauna de macroinvertebrados, sendo que os filtradores tornam-se dominantes nos rios de maior ordem. Os predadores compõem uma parcela menor da comunidade e apresentam pequenas variações na sua abundância relativa, podendo ser considerados como um grupo constante, apresentando pequena variação na sua abundância ao longo do “continuum”.

Vários autores, ao estudar rios de locais não impactados, corroboram a teoria do “river continuum” e observaram que além da disponibilidade de alimentos existem outros fatores como velocidade da correnteza, vazão média, altitude e tamanho do substrato, que podem também explicar a modificação na composição dos grupos funcionais (HAWKINS & SEDELL, 1981; PALMER *et al.* 1994; QUINN & HICKEY, 1994). Além das variáveis ambientais e hidráulicas, características peculiares da história de vida de cada espécie também irão determinar a preferência de habitat e a gama possível de utilização de habitats (USSEGLIO-POLATERA, 1994).

Devido à sua grande fidelidade em refletir o ambiente físico e à sua baixa mobilidade, a fauna bentônica é de grande importância para a bioindicação de qualidade de água. Esta comunidade apresenta a capacidade de integrar e refletir o estado de conservação ou degradação de um ecossistema e são organismos bastante sensíveis para mostrar os efeitos mesmo de um impacto mais antigo ou relativamente suave.

De um modo geral, pode-se caracterizar ambientes de boa qualidade de água como aqueles que apresentam uma grande variedade de organismos com abundância numérica bem equilibrada entre as espécies, o que significa alta diversidade. Em ambientes com pouca influência por atividades humanas são encontrados organismos com os mais diferentes tipos de vida (sedentários, nadadores, minadores de plantas aquáticas, etc.) e variadas formas de alimentação.

Com o impacto causado por atividades humanas a riqueza e a diversidade de um rio tendem a diminuir, as espécies mais sensíveis são as primeiras a desaparecer. Em ambientes muito degradados, com qualidade de água realmente baixa, o número de espécies existentes é pequeno, ocorrendo uma grande proporção de um único tipo de animal.

### Objetivo Geral

O projeto pretende gerar um banco de dados georeferenciado envolvendo variáveis físico-químicas (sobretudo aquelas usadas para o cálculo do índice de qualidade de água (IQA) ao lado de variáveis ligadas ao inventário da biodiversidade aquática. O banco de dados estará voltado para as bacias hidrográficas de Minas Gerais mas será inicialmente aplicável à bacia do Rio Doce, onde serão feitas coletas em diferentes sistemas lóticos e lênticos cobrindo toda a extensão da bacia e os diferentes tipos de impactos antrópicos ali existentes.

### Objetivo Específico

O objetivo específico deste trabalho foi realizar o levantamento da riqueza e abundância de organismos bentônicos, através de amostragens semiquantitativas, na região do trecho médio do rio Doce, tanto em ambientes lóticos quanto lênticos.

Os resultados deste trabalho passarão a ser disponibilizados em formato digital para acesso a todos através dos dados do IGAM que podem ser acessados pelo site:

<http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/RioDoce/website/index.htm>.

## ÁREA DE ESTUDO

A bacia do rio Doce localiza-se na região leste do Brasil, entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, abrangendo uma área de drenagem de 83.400 km<sup>2</sup>, dos quais 86% pertencem a Minas Gerais e 14% ao Espírito Santo. A população total é de 2,8 milhões de habitantes, distribuída em 163 municípios (FEAM, 1990).

O estudo irá concentrar-se no seu trecho médio, em particular na sub-bacia do rio Piracicaba, abrangendo uma área de 5.896 km<sup>2</sup>, na qual estão localizados 22 municípios. Aproximadamente 700 mil pessoas vivem nesta região cuja economia é baseada principalmente em 3 atividades interligadas: mineração, reflorestamento e siderurgia (GUERRA, 1992).

Deve-se salientar a presença de vários represamentos para geração de energia elétrica em pequenas e médias centrais hidrelétricas, no rio Piracicaba e em seus tributários. A introdução de espécies exóticas de peixes e moluscos também já foi documentada nesta bacia (GODINHO, 1996 e DE MARCO, 1999).

O clima predominante é o mesotérmico, com duas estações bem definidas: seca – de abril a setembro e chuvosa – de outubro a março. A topografia é principalmente montanhosa, sendo os solos muito susceptíveis à erosão (GUERRA, 1992).

Os ambientes lóticos estudados (Figura 1) foram representados por oito estações de amostragem das sub-bacias dos rios Caraça (20°06'00"S – 43°29'09"W), Barão de Cocais (19°57'27"S – 43°28'24"W), Sta. Bárbara (19°50'01"S – 43°21'14"W), Peixe (19°44'35"S – 43°01'16"W), Severo (19°36'57"S – 42°50'50"W), Piracicaba (19°29'25"S – 42°31'08"W), Ipanema (19°28'14"S – 42°32'01"W) e Doce (19°19'12"S – 42°21'52"W). Este trecho possui regiões com diferentes características ambientais compreendendo desde áreas protegidas por unidades de conservação até áreas sujeitas a diferentes graus de impacto antrópico, o que possibilita estudos comparativos. Nos pontos de amostragem, o rio Caraça é um trecho de 2<sup>a</sup> ordem; os rios Barão de Cocais, Severo e Ipanema são de 3<sup>a</sup> ordem; o rio Peixe é de 4<sup>a</sup> ordem; o rio Sta. Bárbara é de 5<sup>a</sup> ordem e os rios

Piracicaba e Doce de 6<sup>a</sup> e 7<sup>a</sup> ordens, respectivamente, segundo o método de STRAHER (1957) apud GORDON *et al.* (1992).

Apesar de estar contido na sub-bacia do rio Sta. Bárbara, o ribeirão Caraça pode ser tratado isoladamente por se localizar em uma unidade de conservação (Parque Natural do Caraça, município de Santa Bárbara), o que lhe confere uma condição particular em função da maior proteção, maior altitude e cobertura vegetal distinta. O impacto de atividades urbanas e de serviços é pequeno, restringindo-se a atividades orientadas de turismo e lazer, concentrados em feriados e fins-de-semana. Localizada a 1200 m de altitude, esta estação de coleta possui águas predominantemente frias, ácidas e pobres em nutrientes, constituindo um ambiente bastante diferenciado dos demais.

No ribeirão Barão de Cocais, a jusante da cidade de Barão de Cocais, está situada uma estação de amostragem que sofre os impactos do esgoto doméstico sem tratamento dessa cidade, somados aos despejos industriais (fenóis e amônia, principalmente) provenientes das atividades siderúrgicas.

A estação de coleta do rio Santa Bárbara se apresenta em uma situação melhor, em parte por possuir uma vazão superior à do Ribeirão Barão de Cocais, seu afluente. Localizada no município de São Gonçalo do Rio Abaixo, a jusante do Reservatório de Peti, esta a estação de amostragem apresenta a extração localizada de areia do leito do rio como o principal impacto.

A estação de coleta do rio Piracicaba, dentro de Ipatinga, recebe o enorme impacto derivado das atividades industriais da planta da USIMINAS, além de parte do esgoto urbano de Coronel Fabriciano e de pequena parte dos esgotos de Ipatinga.

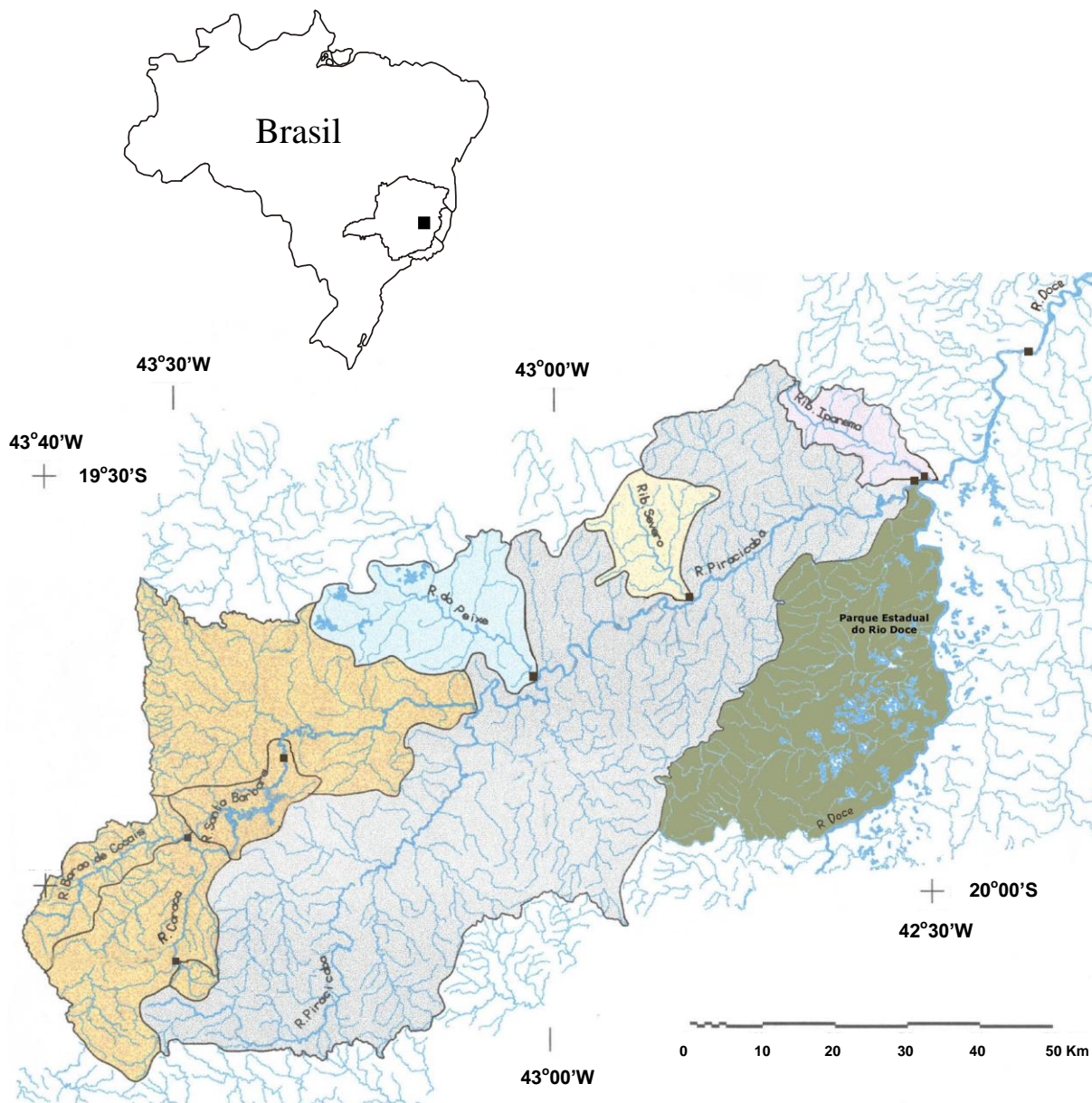
A sub-bacia do rio do Peixe drena parte do município de Itabira. Pouco antes da confluência com o Rio Piracicaba localizou-se a estação de coleta. Sofre principalmente o impacto decorrente da atividade de mineração da Companhia Vale do Rio Doce, muito concentrada no minério de ferro, mas também na exploração de ouro. Recebe também parte do esgoto urbano do município de Itabira.

O ribeirão Severo representa uma pequena sub-bacia que sofre relativamente poucos impactos antrópicos e apresenta-se numa situação relativamente estável. O

ponto de coleta está no município de Antônio Dias e tem como principais atividades do seu entorno a agropecuária de subsistência, concentrada em pequenas propriedades, e o reflorestamento com monocultura de *Eucaliptus* spp. Esta sub-bacia não apresenta grandes concentrações urbanas, com exceção das três pequenas sedes administrativas, nem atividade mineradora significativa. A topografia da região é bastante acidentada, o que contribui para a autodepuração do rio.

O ribeirão Ipanema drena a totalidade do município de Ipatinga, apresentando altos níveis de degradação ambiental. O ribeirão Ipanema é hoje caracterizado como o coletor da grande massa de esgotos domésticos de Ipatinga, além dos efluentes de diversas pequenas indústrias como curtumes, matadouros, empresas de transporte, entre outras. Este rio tem grande parte do seu percurso canalizado e retificado, inclusive no ponto de coleta deste estudo. A situação geral da qualidade da água neste ribeirão pode ter sofrido importantes alterações com a instalação da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) a partir de setembro de 2002.

A estação de coleta localizada no rio Doce, está à jusante dos lançamentos de efluentes da empresa Companhia Celulose Nipo-Brasileira (CENIBRA), imediatamente abaixo da Cachoeira Escura, elemento natural importante para a recuperação da qualidade das águas do Rio Doce a partir deste trecho.



Fonte: modificada de Paula et al. (1997).

FIG. 1: Localização das sub-bacias e as estações de amostragens no trecho médio da bacia do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.

Em relação aos lagos, os estudos foram desenvolvidos em lagos do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e de seu entorno, incluindo áreas sujeitas a diferentes impactos antrópicos (Figura 2). O PERD (19°29'24"- 19°48'18" S; 42°32'01"- 42°38'30" W), com área c. 36.000 ha, localiza-se no trecho médio da bacia do rio Doce, constitui o maior remanescente da Mata Atlântica do estado de Minas Gerais. Seu entorno é praticamente todo ocupado por extensas plantações de *Eucalyptus* spp. e pastagens com distintos graus de degradação.

Foram selecionados três lagoas no PERD (Dom Helvécio, Carioca e Gambazinho) e quatro lagoas no seu entorno (Amarela, Águas Claras, Jacaré e Palmeirinha). O lago Dom Helvécio é o maior lago do sistema (6,87 km<sup>2</sup> de superfície, 32,5 m de profundidade máxima), é aberto a turistas para pesca desportiva, banho e passeios de barco. A lagoa Carioca (0,13 km<sup>2</sup> de superfície, 11,8 m de profundidade máxima) não é aberta a visitantes, apresentando-se mais preservada. A lagoa Gambazinho, também fechada à visitação, é a única dos ambientes amostrados que não tem histórico de introdução de espécies de peixes exóticas. Dos lagos no entorno do PERD, a lagoa Amarela é a menor e mais rasa (0,11 km<sup>2</sup> de superfície, 2,0m de profundidade máxima), estando colonizada por uma densa comunidade de macrófitas aquáticas emersas e submersas, sendo provavelmente o lago mais eutrófico do sistema. A lagoa Águas Claras apesar de situada em área de plantação de *Eucalyptus* spp. apresenta-se menos impactada e com características oligotróficas. A lagoa Palmeirinha sofre também a influência direta de uma carvoaria e a lagoa Jacaré (1,03 km<sup>2</sup> de superfície, 10 m de profundidade máxima), além de circundadas por monoculturas de *Eucalyptus* spp., abrigam clubes de pesca, recebendo lançamentos intermitentes de efluentes domésticos não tratados.



FIG 2: Localização das lagoas do Parque Estadual do Rio Doce e da área de entorno do PERD, Minas Gerais, Brasil.



## MATERIAL E MÉTODOS

A coleta de amostras de água e sedimento e realização de medições in loco das características dos corpos d'água foram realizadas em julho/2004, janeiro/2005 e agosto/2005, compreendendo portanto 2 períodos de seca , na estação de inverno (julho/04 e agosto/05) e um período de chuva (janeiro/05).

Em cada ponto de coleta, foram tomadas três amostras semi-quantitativas de sedimento na região litorânea de cada ambiente utilizando-se rede de mão de abertura de malha 375 µm. O material foi fixado no campo com formalina 5% e levado para laboratório, onde se realizou a lavagem do material sobre uma bateria de peneiras com aberturas de malha decrescentes (2mm, 1mm, 0,5 mm e 0,25 mm). Os organismos retidos nas peneiras foram triados e contados em laboratório sob estereomicroscópio.

A identificação foi realizada até o menor nível taxonômico possível (família ou gênero), com o auxílio das chaves taxonômicas: MERRIT & CUMMINS (1984), BORROR & DELONG (1981), CHU (1949) e EDMUNDS *et al.* (1963). Para alguns grupos

## RESULTADOS

Os organismos bentônicos encontrados nos ambientes estudados são mostrados nas tabelas I a VI.

Foram registrados ao todo 4.412 organismos nos ambientes lênticos e 73.195 nos ambientes lóticos. Os grandes grupos taxonômicos mais comuns em todos os ambientes foram Mollusca, Annelida e Insecta, embora também tenham sido ocasionalmente registrados vermes platelmintos (Classe Turbellaria, Tricladida), crustáceos (Decapoda, Atyidae) e alguns aracnídeos, devendo entretanto considerar estes últimos como registros acidentais, uma vez que as aranhas não são aquáticas mas habitam a vegetação marginal dos corpos d'água.

Entre os moluscos, encontrou-se representantes das classes Gastropoda e Bivalvia. Destaca-se, no caso dos Gastropoda, a presença do gênero *Physa*, tido como bioindicador de qualidade de água por ser extremamente tolerante às alterações do meio e suportar condições de degradação ambiental. Este foi o organismo dominante no ribeirão Barão de Cocais em agosto/05, também presente com alta abundância relativa em julho/04. O planorbídeo *Biomphalaria* sp., hospedeiro intermediário do agente patológico *Schistosoma mansoni* teve sua presença registrada nas lagoas Águas Claras (jul/04 e jan/05), Jacaré (jan/05) e D. Helvécio (jan/05 e agosto/05). A presença de tal molusco em águas que são reservadas ao lazer e à recreação de contato primário, como na lagoa Dom Helvécio e Jacaré, traz consigo uma preocupação de natureza médico-sanitária em relação às populações humanas que utilizam o PERD e seu entorno. Em alguns pontos, nota-se também a presença em altas densidades do caramujo exótico *Melanooides tuberculatus*, introduzido recentemente na região (DE MARCO, 1999). Esta espécie foi extremamente abundante nas campanhas de julho/04, principalmente nas lagoas Águas Claras e Jacaré, e em janeiro/05 nas lagoas Águas Claras, Palmeirinha e D. Helvécio. Nos ambientes lóticos este molusco invasor foi menos freqüente e abundante, embora tenha alcançado densidades consideráveis no rio Doce em agosto/05.

Tabela I Organismos encontrados nos rios do trecho médio da bacia do rio Doce, em julho/2004.

Filo/Classe	Ordem	Família/ Gênero	CARA	BARA	SANTa	PEIX	SEVE	PIRA	IPAN	DOCE
Filo Mollusca										
Classe	Basommatophora			7						
Gastropoda	a	Physidae								
		Sphaeriidae			1					2
Filo Annelida										
Classe				11			5	2		
Oligochaeta										
Classe				2						
Hirudinea										
Filo Arthropoda										
Classe Insecta										
	Ephemeroptera	Baetidae	1		3	5	1			
	Odonata	Gomphidae	4		1	2				
		Libellulidae			1		1			
	Megaloptera	Corydalidae	1							
	Hemiptera	Belostomatidae		1			1			
		Veliidae	1			1		1		
		Corixidae	2		1					
	Trichoptera	Hydropsychidae	4			2		3		
	Coleoptera	Dytiscidae			2		3			9
		Elmidae			2				1	
	Diptera	Chironomidae			2	2	5	1	13	1
		Tipulidae			1					
		Riqueza	6	4	9	7	6	4	2	3
		N de Indiv.	13	21	14	12	16	7	14	12

Obs: as siglas se referem respectivamente: CARA- ribeirão Caraça; BARA- ribeirão Barão de Cocais; SANTA- rio Santa Bárbara; PEIX- rio do Peixe; SEVE- ribeirão Severo; PIRA- rio Piracicaba; IPAN- ribeirão Ipanema; DOCE- rio Doce.

Tabela II Organismos encontrados nas lagoas do trecho médio da bacia do rio Doce, em julho/2004.

Filo/ Classe	Ordem	Família/ Gênero/sp	JACA	DOMH	ÁGUA	GAMB	CARI	PALM	AMAR
Platyhelminthes/ Turbellaria	Tricladida			1					
Mollusca/ Gastropoda	Basommatophora	Ampularidae/ <i>Pomacea</i>	6	2					
		Physidae/ <i>Physa</i>		8					
		Planorbidae/ <i>Biomphalaria sp.</i>			4				
		Thiaridae/ <i>Melanooides tuberculata</i>	452	35	387		47		
		Corbiculidae/ <i>Corbicula fluminea</i>	3						
Mollusca/ Bivalvia						1			
Annelida/ Hirudinea						7		1	4
Annelida/ Oligochaeta			2	52					
Arthropoda/ Crustacea	Decapoda			28	32	22	7	6	1
Arthropoda/ Insecta	Heteroptera	Belostomatidae			1		3		
		Corixidae	18			4	12		
		Gerridae				1			
		Notonectidae					5		
		NI			1				
	Coleoptera	Dytiscidae/ NI				1	3	8	
		<i>Dysticidae/ Laccophilus sp.</i>			14				
		Elmidae					2		
		Halipilidae/ <i>Peltochus sp.</i>			1				
		Noteridae						4	
	Trichoptera	Hydrophilidae/ NI 1		1	2			1	
		Hydrophilidae/ NI 2			1				
	Ephemeroptera	Baetidae				1	6	2	
		Caenidae			1		3		
	Diptera	Ceratopogonidae	8		2	5		1	2
		Chaoboridae						4	
		Chironomidae	154	9	79	119	85	9	2
		Tanypodinae	1	16	13	23	18		
		Tipulidae					1		
	Collembola			3					
	Trichoptera	Hydrobiosidae /NI					7		
		Hydropsychidae/ <i>Oxyethira sp.</i>		1			8		
		Limnephilidae	6	95	68	4			
	Odonata	Coenagrionidae			2	4	6		
		Gomphidae/ NI			2				
		Gomphidae/ <i>Aphylla teodorina</i>	1	2			5		
		Libellulidae/ NI				2			
		Libellulidae/ <i>Orthemis discolor</i>				1	8		
	Lepidoptera	Pyralidae		0		1			
		N de indivíduos	651	253	610	196	226	36	9
		Riqueza	10	13	16	15	17		

Obs: as siglas se referem respectivamente: JACA- Lagoa Jacaré; DOMH- Lagoa Dom Helvécio; ÁGUA- Lagoa águas Claras; GAMB- lagoa Gambazinho; CARI- lagoa Carioca; PALM- lagoa Palmeirinha; AMAR- lagoa Amarela.

Tabela III Organismos encontrados nos rios do trecho médio da bacia do rio Doce, em janeiro/2005.

Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero/sp	CARA	BARA	SANT	PEIX	SEVE	PIRA	IPAN	DOCE	
Annelida	Hirudinea											1	
	Oligochaeta					2	7				5	19	9
Mollusca	Gastropoda		Planorbidae	<i>Biomphalaria</i>								4	
				<i>Drepanotrema</i>									1
			Physidae	<i>Physa</i>						4	5	4	7
			Thiaridae	<i>Melanooides tuberculatus</i>									13
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae							1			
			Dusticidae							1			
			Limnichidae							11			2
		Diptera	Ceratopogonidae		1					3			
			Chironomidae	Sub-fam Chironominae			20	4	3	6	5	30	4
				Sub-fam Tanypodinae		1			1	3			
			Simuliidae		1								
			Stratyomiidae		1								
			Tipulidae						1		1		1
		Ephemeroptera	Baetidae		25			1	1	2			3
		Heteroptera	Naucoridae	<i>Limnocoris</i>	5			5					
			Veliidae	<i>Rhagovelia</i>					34				
		Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>							3		1
			Aeshnidae								1		1
			Corduliidae	<i>Neurocordulia</i>								1	
			Gomphidae	<i>Aphylla</i>								1	
				<i>Phylogomphoides</i>									4
				<i>Progomphus</i>					1				5
			Libellulidae	<i>Belonia</i>				1		6			
		Trichoptera	Hydrobiosidae	<i>Schajovskoya</i>	1								
			Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	7			2		4			
				<i>Leptonema?</i>				1					
			Hydroptilidae	<i>Oxyethyra</i>	9								
			Helicopsychidae		1								
			Leptoceridae	<i>Setodes?</i>	1			1					
						55	27	15	41	45	18	58	
						12	2	7	6	12	6	5	

Tabela IV Organismos encontrados nas lagoas do trecho médio da bacia do rio Doce, em janeiro/2005.

Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie	ÁGUA	DOMH	GAMB	JACA	CARI	AMAR	PALM		
Mollusca	Gastropoda		Ampulariidae	<i>Pomacea</i>	<i>Pomacea sp.</i>		1		23					
			Physidae	<i>Physa</i>	<i>Physa sp.</i>		7				1			
			Planorbidae	<i>Biomphalaria</i>	<i>Biomphalaria sp.</i>	3	2							
		Thiaridae	<i>Melanooides</i>	<i>Melanooides tuberculata</i>	680	343		97			1	127		
		Bivalvia	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	<i>Corbicula fluminea</i>				1					
			<i>Diplodon</i>	<i>Diplodon sp.</i>								4		
Annelida	Oligochaeta					24	2		5					
Arthropoda	Crustacea	Decapoda				29		5						
		Insecta	Heteroptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	<i>Belostoma sp.</i>		3			1	2		
	Notonectidae			<i>Buena</i>	<i>Buena sp.</i>					12			1	
	Corixidae			<i>Tenagobia</i>	<i>Tenagobia sp.</i>					1				
	Naucoridae			<i>Pelocoris</i>	<i>Pelocoris sp.</i>					1			3	
			Coleoptera	Dytiscidae						1				
				Elmidae					1					
				Noteridae										3
			Ephemeroptera	Caenidae					7					
				Baetidae								2		1
			Diptera	Ceratopogonidae					1					
				Chironomidae				12	76	48	100	17	56	24
				Tanyptodinae				7	39	5		28	3	2
				Chaoboridae								5		2
			Trichoptera	Limnephilidae				170	97	12				
				Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	<i>Oecetis sp.</i>								1
			Odonata	Aeshnidae									1	2
	Coenagrionidae	<i>Amphiagrion</i>		<i>Amphiagrion sp.</i>			1			4		1		
	Gomphidae	<i>Aphylla</i>		<i>Aphylla sp.</i>			6			5				
		<i>Aphylla teodorina</i>					4							
		<i>Progomphus</i>		<i>Progomphus sp.</i>			3							
		Corduliidae				1								
		Libellulidae				10					2	6		

---

Total de individuos	936	593	71	226	76	66	177
Riqueza							

---



Tabela V Organismos encontrados nos rios do trecho médio da bacia do rio Doce, em agosto/2005.

Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero/sp	CARA	BARA	SANT	PEIX	SEVE	PIRA	IPAN	DOCE		
Annelida	Hirudinea					19					8			
	Oligochaeta					19				6	17			
Mollusca	Gastropoda		Planorbidae	<i>Biomphalaria</i>			16							
				<i>Drepanotrema</i>			1							
			Physidae	<i>Physa</i>		110	7			18	1			
	Bivalvia			Thiaridae	<i>Melanooides tuberculatus</i>			20			2		73	
				Corbiculidae	<i>Corbicula</i>			18		4	7		48	
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae		1	4	3							
			Dusticidae				2							
			Haliplidae					1						
			Limnichidae		17									
		Diptera	Ceratopogonidae						2	1	3	1		
			Chironomidae	Sub-fam Chironominae		106	11	123	15000	63	25800	30900	2	
				Sub-fam Tanypodinae		51		6	2	1		34		
			Simuliidae		8									
			Stratiomyiidae				1							
			Tipulidae		2									
			Ephemeroptera	Baetidae		111		5	4					
		Heteroptera	Naucoridae	<i>Limnocoris</i>		23								
			Veliidae	<i>Rhagovelia</i>				10						
		Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>		3								
			Corduliidae	<i>Neurocordulia</i>			2	1	1			1	1	
			Gomphidae	<i>Aphylla</i>							3		11	
				<i>Phylogomphoides</i>				7	1	1		2	1	
				<i>Progomphus</i>							3	2	1	
			Libellulidae	<i>Belonia</i>		1	1							
				<i>Libellula</i>		8								
<i>Perithemis</i>										2				
Trichoptera	Protoneuridae						1							
	Hydrobiosidae	<i>Schajovskoya</i>		2										
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>		1										
		<i>Leptonema?</i>		2										
Hydroptilidae	<i>Oxyethyra</i>		16											

Leptoceridae	<i>Setodes?</i>	3								
	RIQUEZA	17	7	17	7	5	8	10	8	
	ABUNDÂNCIA	356	166	217	15019	72	25840	30968	138	

Tabela VI Organismos encontrados nas lagoas do trecho médio da bacia do rio Doce, em agosto/2005.

Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero/sp	JACA	DOMH	AGUA	GAMB	CARI	PAIM	AMAR
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Ampularidae	<i>Pomacea</i>	2	3		1	1		
			Physidae	<i>Physa</i>	13						3
			Planorbidae	<i>Biomphalaria sp.</i>	1	1					
			Thiaridae	<i>Melanoides tuberculata</i>	5	19					4
Annelida	Bivalvia		Corbiculidae	<i>Corbicula fluminea</i>	9	3					
			Oligochaeta				7	1	1	4	
Arthropoda	Crustacea	Decapoda						1	2		
			Insecta	Heteroptera	Belostomatidae		1		1		
	Corixidae							12	1		
			Gerridae						7		
			Notonectidae			2		2		1	
		Coleoptera	Dytiscidae		1		3				
			Elmidae			1					
			Haliplidae	<i>Peltodites sp.</i>			1				
			Noteridae							1	
		Trichoptera	Hydrophilidae	NI					1		
		Ephemeroptera	Baetidae		5	2	1		8	2	
			Caenidae			2			1		
		Diptera	Ceratopogonidae		5				3		
			Chaoboridae						5		
			Chironomidae		11	26	12	4	14	17	5
			Tanypodinae		2	7			5	3	
			Tipulidae				1				
		Trichoptera	Hydrobiosidae						2		
			Hydropsychidae	<i>Oxyethira sp.</i>				3			
			Limnephilidae			1					
		Odonata	Coenagrionidae		1			3			
			Gomphidae	NI		2				2	
				<i>Aphylla teodorina</i>	1				3		
			Libellulidae	NI	1	2				1	
				<i>Orthemis discolor</i>						2	
		Lepidoptera	Pyralidae		0				1		
N de indivíduos					58	78	32	16	57	34	11

---

Riqueza	14	14	8	8	14	10	3
---------	----	----	---	---	----	----	---



Foram registradas duas Classes pertencentes ao filo Annelida: Oligochaeta e Hirudínea. Os oligoquetos, pequenas minhocas aquáticas, foram bastante freqüentes nos dois tipos de ambiente, sendo encontrados em praticamente todos os pontos de coleta. No caso dos rios estes organismos, considerados indicadores de águas poluídas por enriquecimento orgânico, foram especialmente abundantes nos locais considerados de pior qualidade de água como nos ribeirões Barão de Cocais e Ipanema. Também nos ambientes lânticos os oligoquetos foram de ocorrência comum, embora somente na lagoa D. Helvécio, em jul/04, este grupo tenha atingido densidades expressivas. Representantes da classe Hirudínea, sanguessugas parasitas de peixes, moluscos e anfíbios, geralmente são encontrados em águas rasas, com pouca ou nenhuma corrente e preferencialmente com enriquecimento orgânico; entretanto neste estudo foi registrada a maior densidade de hirudínea no ribeirão Barão de Cocais seguido pelo ribeirão Ipanema, em agosto/05.

Os crustáceos da ordem Decapoda, camarões de água doce, foram encontrados exclusivamente nos ambientes lânticos, próximos a grandes bancos de macrófitas submersas, onde encontram refúgio contra predadores e matéria orgânica em decomposição da qual se alimentam.

O grupo de maior riqueza e maior importância numérica foi o dos insetos. Foram registradas nove ordens diferentes, com um total de 36 famílias identificadas. A ordem Díptera destaca-se pela grande riqueza de famílias, entre as quais Chironomidae chama a atenção pela ubiquidade já que está presente na maioria dos ambientes, possui alta abundância relativa e é a família dominante da comunidade zoobentônica em grande parte das amostras. A família Chironomidae (Díptera) foi a mais freqüente, estando suas larvas presentes em mais de 93% das amostras, e também a mais abundante dos insetos, principalmente nos lagos em julho/04 e janeiro/05. Entretanto em agosto/05, mesmo nos ambientes lóticos estes organismos alcançaram números surpreendentes, principalmente no rio do Peixe, Piracicaba e Doce, onde foram registrados respectivamente, 15.000, 25.800 e 30.900 indivíduos. Neste estudo não se verificou a presença de dípteros transmissores de doenças, como os da família Culicidae.

As ninfas da ordem Odonata são encontradas principalmente em lagos permanentes, ou na região de remanso dos rios. Em geral, os odonatas são considerados elos importantes nas cadeias alimentares aquáticas, servindo como presas a peixes e outros vertebrados aquáticos e atuando como predadores de larvas de dípteros ou outros invertebrados de menor porte (MERRIT & CUMMINS, 1984). As famílias Gomphidae e Libellulidae foram encontradas em todas as campanhas nos dois tipos de ambiente, inclusive nos ambientes considerados de má qualidade de água, como o ribeirão Barão de Cocais e córrego Ipanema, contrariando o esperado, uma vez que estes organismos são tidos como sensíveis à perda de qualidade de seu habitat. No caso dos lagos, não se registrou abundância ou riqueza significativamente maiores deste grupo em lagoas dentro do PERD, como seria de esperar em ambientes protegidos das atividades humanas.

Os insetos da ordem Trichoptera são considerados como pertencentes a um dos grupos que alcançou maior diversidade ecológica no meio aquático. Eles ocorrem em praticamente todos os tipos de ambientes de água doce, desde cabeceiras de rios até rios de grande ordem, desde lagos e poços temporários até pântanos e áreas brejosas. Também em relação à aquisição de alimento estes insetos, no seu estágio larval, mostram grande variedade de hábitos, sendo alguns predadores, outros especializados em algas perifíticas e outros se alimentam de tecidos vegetais de plantas vasculares (MERRIT & CUMMINS, 1984). São pouco tolerantes à perda de qualidade do habitat e estão entre os primeiros grupos a desaparecer quando em condições de enriquecimento orgânico.

Nos sistemas lóticos do trecho médio da bacia do rio Doce, esta ordem foi particularmente importante em termos de riqueza e abundância, no ribeirão Caraça, dentro de uma área de proteção ambiental. Não foi encontrado nenhum espécime deste grupo no ribeirão Barão de Cocais nem no córrego Ipanema. Já nos sistemas lênticos também não foi observada a predominância deste grupo nas lagoas dentro dos limites do parque como seria esperado. No entanto, a lagoa Amarela, mais eutrofizada que as demais, não apresentou nenhum exemplar

desta ordem, confirmando a preferência destes organismos por águas mais oligotróficas.

Em relação aos atributos da comunidade, não se encontrou um padrão claro de diminuição da riqueza e da abundância no período de chuvas em comparação com a estação seca, como seria de esperar. Nos rios, a maior riqueza, 17 taxa, foi registrada em agosto/05 no ribeirão Caraça e rio Santa Bárbara que apresentaram em geral ambientes menos deteriorados (FIG. 3). Já os locais que sofrem maior perturbação por atividades antrópicas, tais como o ribeirão Barão de Cocais e o córrego Ipanema apresentaram os menores valores de riqueza, apenas 2 taxa, no ribeirão Barão de Cocais em janeiro/05 e no córrego Ipanema em julho/04 (FIG. 3). Ainda que não tenha sido verificado um padrão sazonal é notável que o gradiente de poluição dos ambientes lóticos é acompanhado por mudanças na estrutura e composição da comunidade.

O número de indivíduos presentes nas amostras foi o parâmetro que mostrou a maior amplitude de variação nos sistemas lóticos (FIG. 3). Enquanto nas duas primeiras campanhas a abundância variou entre 7 e 58 indivíduos (rio Piracicaba em julho/04 e córrego Ipanema em janeiro/05, respectivamente); na última, em agosto/05, estes números variaram entre 72 (ribeirão Severo) e 30.968 indivíduos (córrego Ipanema). As altas densidades alcançadas nesta campanha se devem sobretudo à grande quantidade de larvas de Chironomidae (Diptera).

Para os ambientes lênticos do PERD e seu entorno, esperava-se que as lagoas inseridas dentro do parque mostrassem uma comunidade mais rica e bem estruturada, ou seja sem monodominância e com distribuição eqüitativa dos indivíduos pelos vários taxa presentes. De fato, em julho/04, as três lagoas dentro do PERD (Gambazinho, D. Helvécio e Carioca) juntamente com a lagoa Águas Claras destacaram-se pelo alto número de taxa, variando entre 13 e 17 taxa (FIG. 4), enquanto nas demais a riqueza variou entre 4 e 10 taxa. No entanto em janeiro/05, apenas o lagoa D. Helvécio manteve este nível de riqueza, nas demais ocorreu uma grande diminuição no número de espécies presentes, exceto nas lagoas Palmeirinha e Amarela que apresentaram um aumento neste parâmetro. Na campanha seguinte, agosto/05 verificou-se que houve uma recuperação

parcial nos valores deste parâmetro nas lagoas dentro do PERD, assim como na lagoa Jacaré; os outros três ambientes sofreram novamente reduções na sua riqueza. A lagoa Amarela, a mais eutrofizada do sistema, mostrou sistematicamente a mais baixa riqueza de organismos em todas as campanhas, apresentando entre 3 e 7 taxa.

Também nos sistemas lênticos, o número de indivíduos mostrou uma grande amplitude de variação, tanto de um ambiente para outro, na mesma campanha, quanto no mesmo local de uma campanha para outra (FIG. 4). A lagoa Águas Claras, por exemplo, chegou a apresentar 936 indivíduos na campanha de janeiro/05, sendo 680 caramujos *Melanoides tuberculatus* e 170 ninfas de Limnophilidae (Trichoptera) para logo em seguida sofrer uma redução significativa na sua abundância, mostrando em agosto/05 apenas 32 indivíduos. A lagoa Amarela foi a exibiu o menor número de indivíduos em todos os momentos do estudo, variando a abundância entre 9 (julho/04) e 66 (jan/05) indivíduos. Tal escassez de indivíduos pode ser atribuída em parte à dificuldade de se realizar arrastos no substrato desta lagoa, já que o mesmo é coberto por um tapete de macrófitas bastante espesso. Esperava-se que as lagoas dentro do PERD, por apresentarem-se dentro de uma área protegida, apresentariam comunidades mais estáveis, com menos variação nos valores dos seus parâmetros. Isto não foi verificado, já que tanto os ambientes dentro como fora dos limites do PERD mostraram grande amplitude de variação nos parâmetros da comunidade.



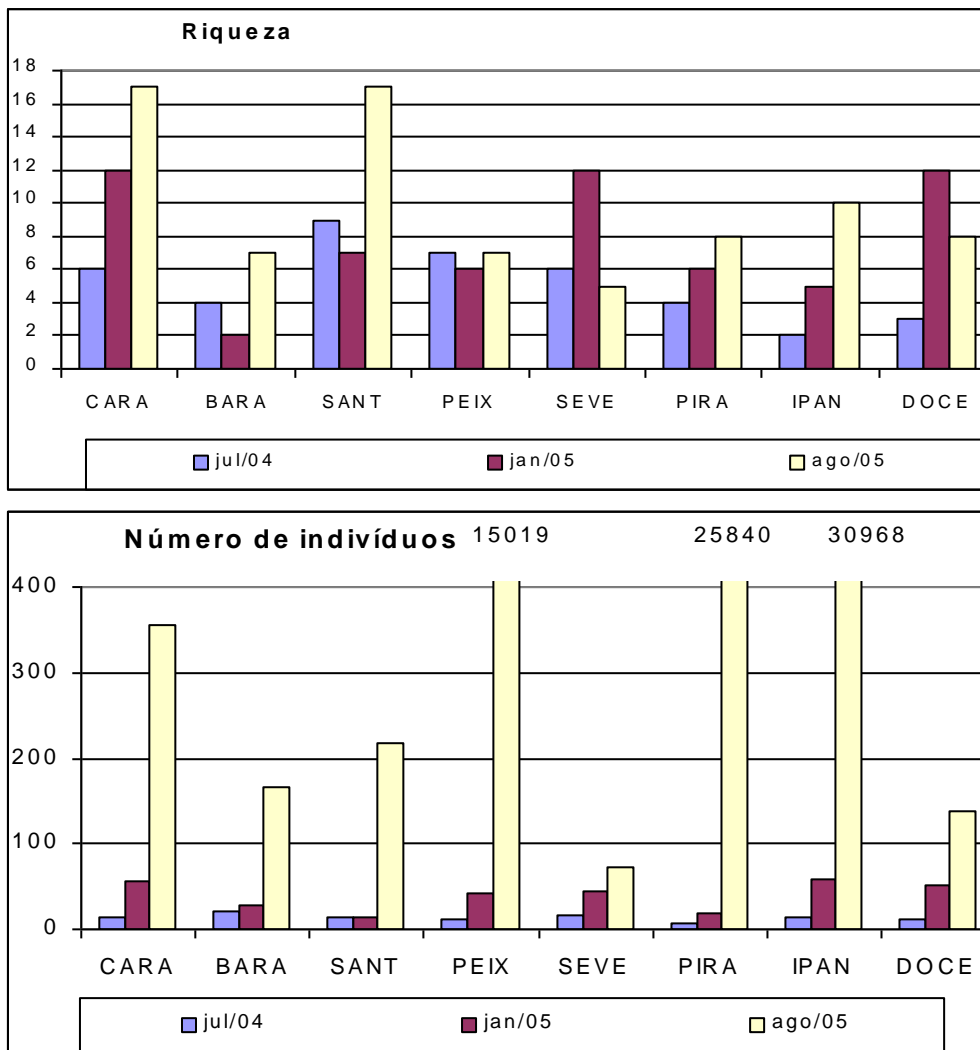


Figura 3. Riqueza de taxa e número de indivíduos nos pontos de coleta dos rios do trecho médio da bacia do rio Doce.

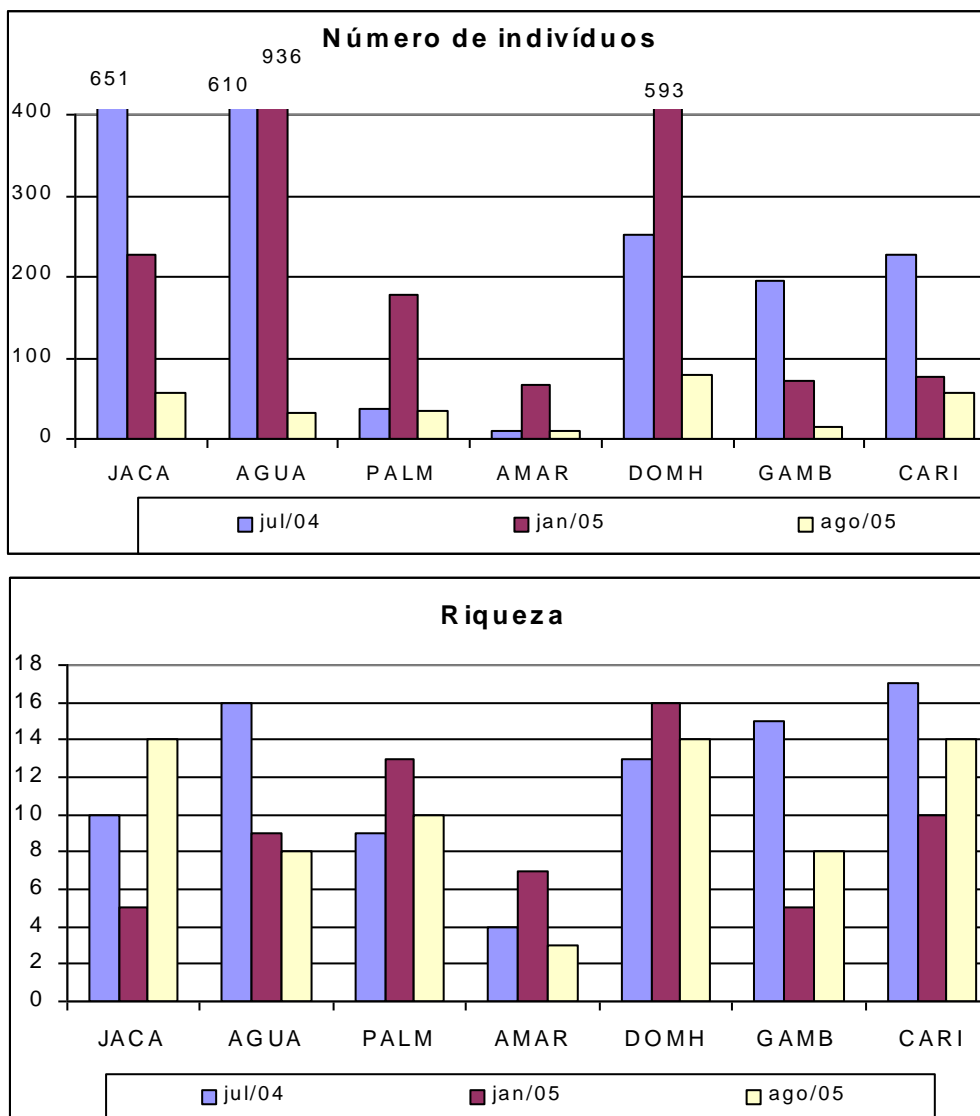


Figura 4. Riqueza de taxa e número de indivíduos nas lagoas do trecho médio da bacia do rio Doce.

Os dois parâmetros da comunidade (riqueza e abundância) foram analisados em uma série temporal e a estabilidade de cada um deles discutida em termos de variações estatisticamente significativas. As Figuras 5 e 6 mostram a média e o desvio padrão de cada parâmetro em cada uma das três campanhas amostrais. Em termos estatísticos tem-se que, quando o valor médio da variável de um determinado período está dentro do intervalo do desvio padrão de outro período, isto implica em que não há diferenças estatisticamente significativas entre os dois períodos para aquela variável. Nos gráficos das Figuras 5 e 6 são atribuídas letras minúsculas iguais para aqueles períodos que não se mostraram significativamente diferentes entre si.

Era esperado que, devido às flutuações ambientais sazonais, as campanhas dos períodos de seca (julho/04 e agosto/05) não mostrassem diferenças entre si, mas fossem ambas diferentes do período de chuvas (janeiro/05).

No caso dos ambientes lóticos, os resultados encontrados não corroboraram as expectativas. Em termos de número de indivíduos, a primeira campanha (seca) diferiu significativamente da segunda (chuva), entretanto a terceira campanha (seca) não mostrou diferença significativa de nenhuma das duas campanhas anteriores (Fig. 5). Para a riqueza, o padrão encontrado foi ainda mais divergente do que era esperado. As duas campanhas do período de seca (julho/04 e agosto/05) mostraram riqueza de zoobentos estatisticamente diferentes, enquanto a campanha realizada no período de chuvas, não apresentou diferença em relação a nenhuma das duas do período de seca (FIG 5).

Para as lagoas do trecho médio da bacia do rio Doce não se verificaram diferenças estatisticamente significativas entre as campanhas, nem para a riqueza, nem para a abundância de indivíduos (FIG 6). A grande amplitude de variação destes parâmetros entre um ambiente e outro foi responsável pelo grande desvio padrão encontrado, o que implica também numa alta variância.

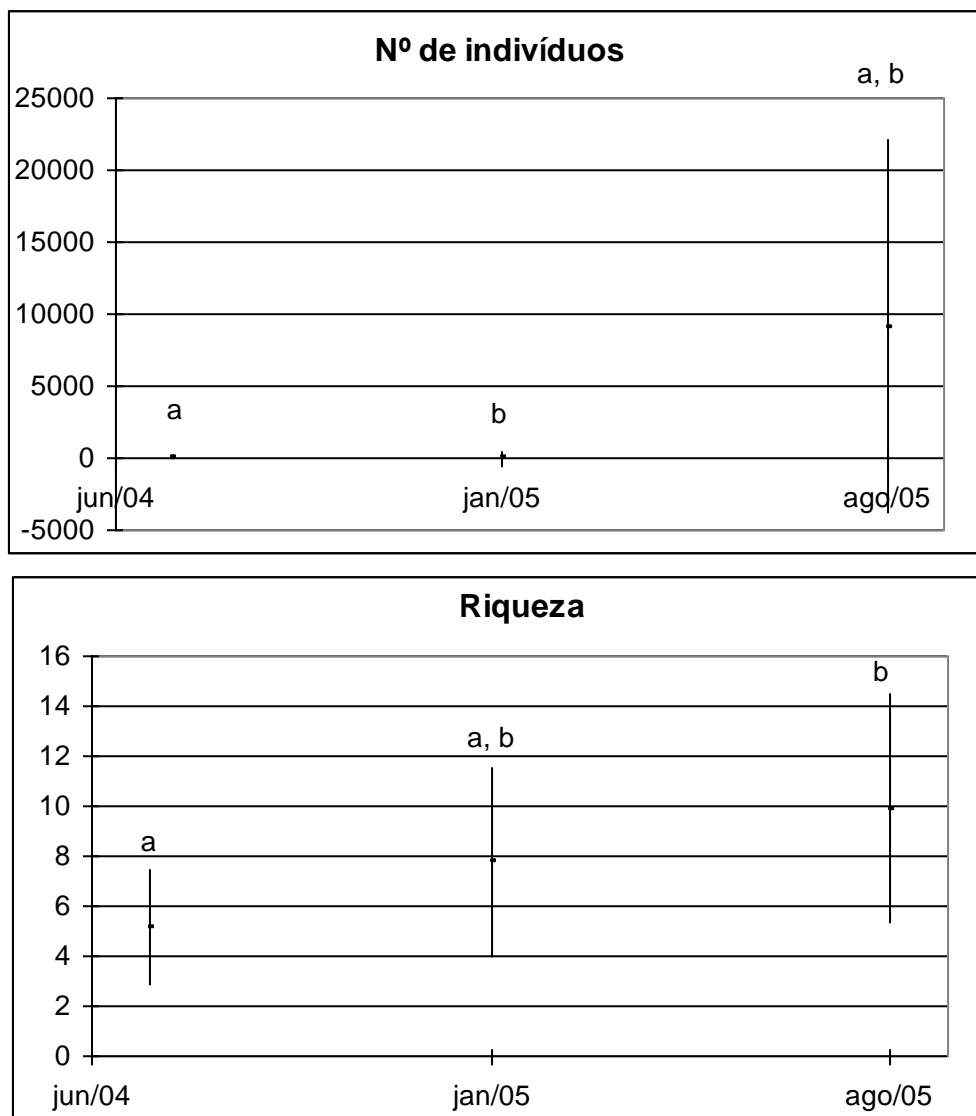


Figura 5. Média e desvio padrão dos parâmetros da comunidade zoobentônica dos rios do trecho médio da bacia do rio Doce.

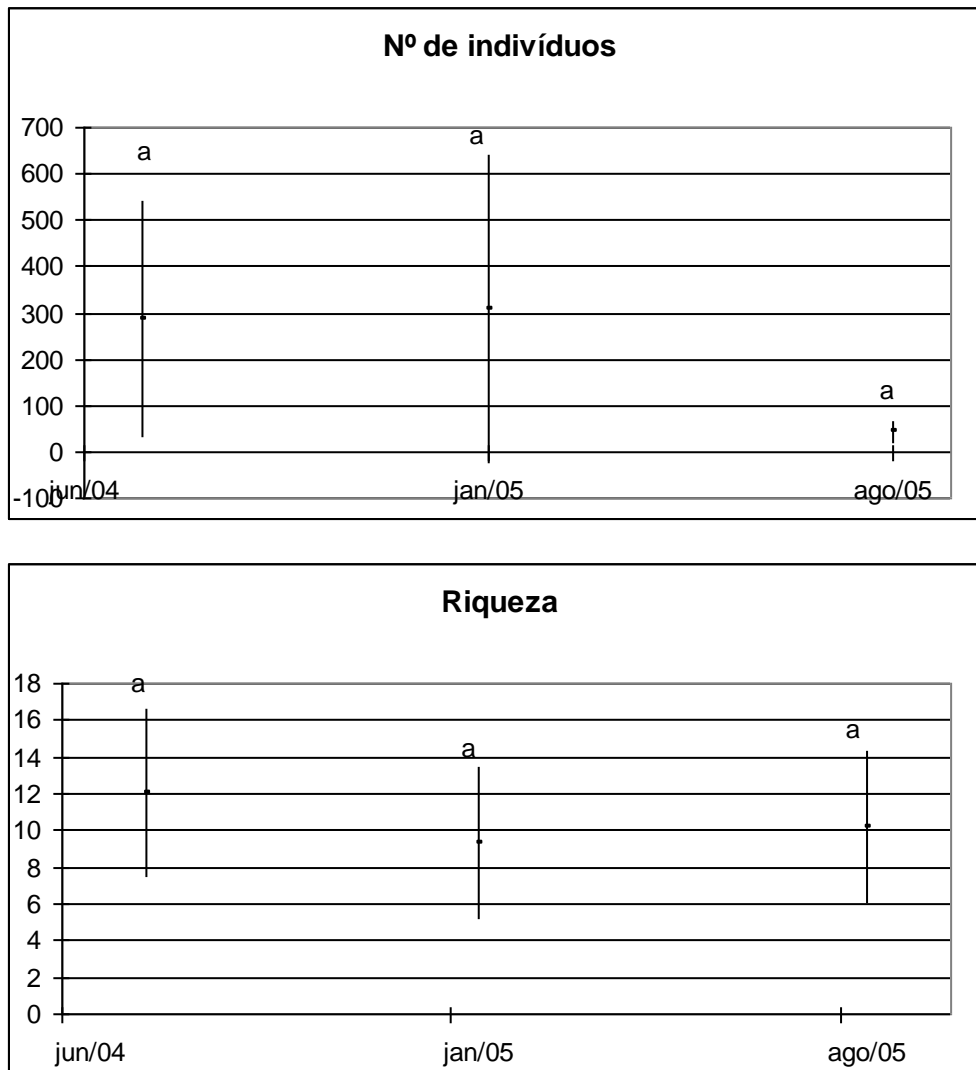


Figura 6. Média e desvio padrão dos parâmetros da comunidade zoobentônica das lagoas do trecho médio da bacia do rio Doce.

## DISCUSSÃO

De um modo geral, pode-se caracterizar ambientes de boa qualidade de água como aqueles que apresentam uma grande variedade de organismos com abundância numérica bem equilibrada entre as espécies, o que significa alta diversidade; em ambientes com pouca influência por atividades humanas são encontrados organismos com os mais diferentes tipos de vida (sedentários, nadadores, minadores de plantas aquáticas, etc.) e variadas formas de alimentação. Com o impacto causado por atividades humanas a riqueza e a diversidade de um rio tendem a diminuir, as espécies mais sensíveis são as primeiras a desaparecer, como as ninfas dos insetos da ordem Plecoptera e algumas famílias das ordens Ephemeroptera e Trichoptera. Já alguns outros insetos como os dípteros das famílias Chironomidae e Simuliidae podem ter sua abundância aumentada. Em ambientes muito degradados, com qualidade de água realmente baixa, o número de espécies existentes é pequeno, ocorrendo uma grande proporção de um único tipo de animal. Nesses casos, as espécies ainda capazes de sobreviver são aquelas muito tolerantes à poluição como as minhocas aquáticas (Annelida: Oligochaeta), as sanguessugas (Annelida: Hirudinea), planárias, vermes nematodes e larvas do gênero *Chironomus* (Diptera, Chironomidae).

Em geral o período de chuvas é desfavorável à coleta de zoobentos, já que a maior vazão e velocidade da correnteza costumam carregá-los rio abaixo, a despeito das suas adaptações para se fixar ao substrato. Além disso, o aumento do volume da água provoca a subida do nível da água, impedindo que se alcance o leito antigo do rio, e sendo portanto possível amostrar somente as margens anteriormente secas e que ainda não foram colonizadas pelos organismos. Assim, a drástica diminuição na riqueza e na abundância do zoobentos pode ser causada pelas flutuações naturais das características hidrológicas do corpo d'água e não à perda de qualidade do mesmo.

A taxonomia de macroinvertebrados bentônicos na maioria dos ambientes tropicais ainda é pouco conhecida. Para viabilizar a execução de programas de monitoramento, a identificação ao nível de família tem sido adotada, com sucesso, e

tem se mostrado adequada na avaliação da qualidade da água e na investigação de padrões de distribuição da comunidade (JACKSON & SWEENEY, 1995; PARSONS & NORRIS, 1996). Alguns taxa são raramente identificados até o nível família, assim é válido mantê-los em um nível taxonômico maior, como é o caso dos Oligochaeta (KERANS & KARR, 1994). Mesmo em países temperados, onde a identificação ao nível de espécies é relativamente mais fácil, pelo fato dos ambientes e organismos serem melhor estudados, tem se tornado comum a adoção do nível família em grande parte dos trabalhos (JACOBSEN *et al.*, 1997 e THORNE & WILLIAMS, 1997).

Ainda que o trecho médio da bacia do Rio Doce possa ser considerado fortemente poluído e degradado, é interessante observar que sua riqueza faunística supera em muito a de outros locais cuja situação ambiental também é precária. CAO *et al.* (1996) encontraram em nove estações de amostragem da bacia do Rio Trent, Inglaterra, apenas 63 espécies de macroinvertebrados, incluindo insetos, crustáceos, moluscos e anelídeos, enquanto no médio Rio Doce, utilizando-se família como o menor nível taxonômico, encontrou-se 45 taxa. Em comum, estas duas bacias têm a distribuição quase ubíqua de Chironomidae e Oligochaeta e a limitação das ordens Trichoptera, Plecoptera e Ephemeroptera (com exceção de Baetidae, nos dois casos) a locais de pouco impacto e menor poluição.

Na bacia do Rio Tiête, São Paulo, em um levantamento de 1995 foram encontradas apenas 28 famílias de macroinvertebrados, sendo que destas, 22 tinham sua distribuição limitada à porção superior do rio, próximo ao reservatório de Ponte Nova (THORNE & WILLIAMS, 1997). As poucas famílias encontradas nos trechos médio e baixo Tiête foram: Chironomidae e Psychodidae (Diptera), Janiridae (Crustacea), Glossiphoniidae, Tubificidae e Naididae (Annelida). Analisando outras duas bacias hidrográficas poluídas na Tailândia e em Gana, os mesmos autores encontraram riquezas taxonômicas inferiores às da bacia do médio Rio Doce (34 e 22 famílias, na Tailândia e Gana respectivamente).

Se a fauna de macroinvertebrados bentônicos da bacia do médio Rio Doce parece ser rica quando comparada a de outros locais tão degradados quanto ela, ao se comparar com a riqueza de locais ainda não impactados por atividades

antrópicas percebe-se o quanto a bacia já deve ter perdido de sua riqueza faunística anterior. Em um levantamento faunístico na bacia do Rio Murrumbidgee, Austrália, utilizando 60 estações de amostragem das quais 50 eram consideradas de impacto mínimo, PARSONS & NORRIS (1996) encontraram 81 taxa de macroinvertebrados, entre as quais destacam-se 17 famílias de Trichoptera. Este número supera o do médio Rio Doce, mas não vertiginosamente, o que significa que, caso tivesse suas fontes poluidoras controladas esta bacia hidrográfica poderia ter sua riqueza significativamente aumentada.

Tratando-se ainda de estudos em locais não impactados HAWKINS *et al.* (1997) encontraram, em rios da Califórnia, um interessante padrão de dominância numérica das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Coleoptera em relação à densidade, sendo que Coleoptera era substituído por Plecoptera em termos de dominância de biomassa. Não tendo sido mensurados os valores de densidade e biomassa para a comunidade da bacia do médio Rio Doce, pode-se entretanto afirmar que tais grupos normalmente não alcançariam a superioridade numérica de outros taxa como Chironomidae, por exemplo.

Em outro estudo que pode ser comparado a este, devido à escala geográfica utilizada e ao esforço de amostragem similares, MARCHANT *et al.* (1997) investigaram a composição da comunidade bentônica em seis bacias hidrográficas da região sul da Austrália, amostrando apenas locais de pouco ou nenhum impacto causado por atividades humanas. Os autores encontraram um total de 123 taxa (menor nível taxonômico sendo família) mas que ao serem distribuídos pelas bacias hidrográficas revelam que, isoladamente, nenhuma possui mais que 40 taxa. Isto vem reforçar a idéia de que a fauna de macroinvertebrados da bacia do médio Rio Doce seria uma das mais ricas já registradas, caso não houvesse um quadro tão desolador de degradação ambiental.

### **Distribuição da comunidade de macroinvertebrados.**

A maioria, senão todos, dos estudos ecológicos não-experimentais encontram-se em situações em que o controle das variáveis ambientais não é



exercido pelo pesquisador e, nesse caso, torna-se necessário obter um grande número de observações para que uma determinada variável possa experimentar uma variação grande o suficiente para que seu efeito seja detectado sobre a resposta-alvo (SAMPAIO, 1993). No caso específico deste estudo a resposta-alvo é a distribuição dos organismos sobre a ação de determinadas variáveis da coluna d'água e do uso e ocupação do solo no entorno dos corpos d'água.

Estudos de padrões espaciais em grande escala têm mostrado que a química da água e fatores geográficos são os principais determinantes da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, mais até do que a estabilidade ou variabilidade das características locais (DEATH, 1995).

Entre os fatores geográficos que mais se destacam como determinantes da distribuição e da estrutura da comunidade estão as características hidrológicas do corpo d'água tais como velocidade da correnteza, granulometria do substrato, profundidade. A partir de tais características, juntamente com a concentração de detritos, YULE (1996 a) subdividiu em quatro categorias, ou habitats principais, os ambientes lóticos, a saber: quedas d'água, remansos, corredeiras e calha principal. Estudando rios tropicais assazonais a autora encontrou que quase todos os taxa apresentavam variações significativas em sua abundância dentro destes quatro habitats principais, mostrando que, apesar de integrados, cada ambiente suporta uma comunidade estruturalmente distinta. Resultados opostos foram encontrados por PALMER *et al.* (1991) em rios da África do Sul. Nesse caso não se conseguiu encontrar comunidades discretas ou distribuições espaciais distintas, o que os autores atribuíram à falta de variabilidade espacial causada pelos impactos antrópicos provenientes do controle do fluxo dos rios por vários represamentos ao longo dos mesmos.

Além destes dois últimos exemplos de resultados opostos encontrados em ambientes impactados (PALMER *et al.*, 1991) e não impactados (YULE, 1996 a), vários outros autores concordam que os fatores que regem a distribuição da fauna de zoobentos irão diferir entre ambientes inalterados e alterados, e, dentro do último grupo, entre ambientes muito alterados e pouco alterados (DE MARCH, 1976; DEATH, 1995 e CORKUM, 1996).

A bacia do médio Rio Doce tem sofrido alterações significativas tanto no uso da terra quanto no próprio curso dos seus rios. As lagoas também não estão isentas de alterações bastante expressivas, tais como a introdução de espécies exóticas de peixes e moluscos e o enriquecimento artificial de nutrientes. A retirada da vegetação natural e sua subsequente substituição por pastos e, em maior escala, monoculturas de *Eucalyptus* spp., a nivelção do fluxo através de vários represamentos, modificações na configuração das margens e do leito e constantes descargas de material alóctone são apenas alguns exemplos de tais alterações. Assim sendo, é de se esperar que a determinação da estrutura e distribuição das comunidades biológicas não mais ocorra devido aos fatores ditos naturais, mas sim de acordo com as modificações impostas por atividades humanas.

Mesmo as previsões do “River Continuum Concept” -RCC- (VANNOTE *et al.*, 1980) não podem mais ser consideradas em um ambiente tão modificado como o trecho médio da bacia do Rio Doce. O “RCC” sugere que as comunidades de consumidores são estruturadas pelos “inputs” locais de energia alóctone e autóctone e pelo transporte de material ao longo do sistema fluvial. O “input” de material alóctone para a bacia do rio Doce foi modificado pela destruição das matas ciliares nativas e pelas descargas de matéria orgânica oriundas dos esgotos dos centros urbanos, o que também modifica as taxas de produtividade autóctone devido ao enriquecimento por nutrientes e aumento da turbidez pela maior concentração de sólidos em suspensão. Também as taxas de transporte são alteradas devido principalmente ao represamento de setores do rio.

O grupo funcional dos fragmentadores, segundo o “RCC”, é responsável pelo processamento de, pelo menos, 30% da matéria orgânica grossa em matéria orgânica fina (partículas < 1mm) que, por sua vez, é um importante componente alimentar da dieta do grupo funcional dos filtradores (CUMMINS *et al.*, 1989). No caso do trecho médio do Rio Doce, a participação do grupo dos fragmentadores, composto principalmente por efemerópteros e tricópteros, na comunidade é tão baixa que se torna pouco provável que este grupo possa realmente responder pelas grandes quantidades de matéria orgânica particulada fina consumida pelo

abundante grupo dos filtradores (dípteros e oligoquetos). A baixa abundância de fragmentadores em rios tropicais já tem sido comentada por outros pesquisadores. STOUT (1989) sugere que este grupo funcional pode ser inibido pela mais alta concentração de taninos nas folhas das plantas terrestres tropicais. Já YULE (1996 b) teoriza que, enquanto em ambientes temperados a completa mineralização das folhas do “litter” pode levar até anos devido às baixas temperaturas e baixa umidade do ar, em ambientes tropicais as folhas do “litter” são decompostas em apenas umas poucas semanas e quando carregadas para dentro dos corpos d’água já se encontram parcialmente quebradas em partículas finas.

Ainda que o “RCC” explique satisfatoriamente a organização funcional de rios em países de clima temperado (HAWKINS & SEDELL, 1981) a abundância dos demais grupos funcionais no trecho médio da bacia do Rio Doce também não está inteiramente de acordo com as previsões do RCC. Os raspadores, que só deveriam ter importância numérica em rios de ordem de grandeza intermediária, podem ser encontrados abundantemente em locais bastantes diferentes, enquanto, da mesma forma, os filtradores-coletores que só deveriam dominar a comunidade nas proximidades da foz ou em rios de grande ordem, são dominantes em praticamente todos os locais. O único grupo funcional que parece seguir as predições do “RCC” é o dos predadores, que de acordo com o conceito apresentariam pouca variação na sua abundância relativa. MARQUES & BARBOSA (1997) mostram que no médio Rio Doce este grupo mantém-se constante ao longo do tempo e do curso dos corpos d’água.

Assim como a distribuição dos grupos funcionais e a sua abundância relativa pode ser alterada pelo grau de impactos, também a distribuição taxonômica dentro das comunidades pode variar significativamente dependendo, entre outros fatores, da qualidade de água de um determinado local.

## CONCLUSÕES

A fauna de macroinvertebrados aquáticos dos ambientes analisados no trecho médio da bacia do rio Doce apresentou-se com alta riqueza, mesmo levando em conta o elevado grau de degradação a que este ambiente está sujeito. Foram identificadas 36 famílias de insetos dentro das ordens Heteroptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Diptera, Megaloptera, Trichoptera, Odonata e Lepidoptera. Além de Insecta, o filo Annelida foi registrado com alta frequência nos pontos de coleta, sendo representado por duas classes. Hirudinae e Oligochaeta. Também o filo Mollusca, com pelo menos 7 espécies presentes, foi representativo da fauna.

Características físicas e químicas da coluna d'água relacionadas ao grau de poluição não são necessariamente os principais determinantes da distribuição dos macroinvertebrados. Entretanto alguns grupos mais sensíveis aos baixos teores de oxigênio dissolvido e outros mais tolerantes ao enriquecimento por nutrientes, mostraram ter sua distribuição influenciada por esses fatores.

Nos ambientes lóticos, o grau de degradação ambiental e as alterações provocadas pelas ações humanas aparentam ser os fatores determinantes para a estrutura e composição da comunidade de zoobentos.

Nos ambientes lênticos, a distinção entre comunidades de locais sujeitos a alterações ambientais e de locais com alto grau de preservação (dentro de uma unidade de conservação) não foi tão óbvia, devido provavelmente ao fato de que mesmo as lagoas fora do PERD ainda se encontram em condições relativamente boas de qualidade de água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOSA, F. A. R.; SOUZA, E. M. M.; VIEIRA, F.; RENAULT, G. P. C. P.; ROCHA, L. A.; MAIA-BARBOSA, P. M.; OBERDÁ, S. M. & MINGOTI, S. A. 1997. Impactos antrópicos e biodiversidade aquática. In: *Biodiversidade, População e Economia*. Rel. Téc. CEDEPLAR-ECMVS/UFMG. 345-454 p.
- BORROR, D.J. & DELONG D.M. 1981. *Uma introdução ao estudo dos insetos* (5<sup>o</sup> ed.). Saunders College Publ., Philadelphia. 653 pp.
- CALLISTO, M.P.F. & ESTEVES, F.A. 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita- Lago Batata (Pará-Brasil). *Oecologia Brasiliensis* 1:335-348.
- CAO, Y.; BARK, A.W. & WILLIAMS, P. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia*, 341: 1-19.
- CHANDLER, J. R. 1970. A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, 69 (4): 415-422.
- CHU, H.F. 1949. *The immature insects* WMC. Brown CO. Publishers. Dubuque Iowa 234pp.
- CORKUM, L.D. 1996. Responses of chlorophyll-a, organic matter, and macroinvertebrates to nutrient additions in rivers flowing through agricultural and forested land. *Arch. Hydrobiol.*, 136(3): 391-411.
- CUMMINS, K.W.; WILZBACH, M.A.; GATES, D.M.; PERRY, J.B. & TALIAFERRO, W.B. 1989. Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*, 39(1): 24-30.
- DEATH, R.G. 1995. Spatial patterns in benthic invertebrates community structure: products of habitat stability or are they habitat specific? *Freshwater Biology*, 33: 455-467.
- DeMARCH, B.G.E. 1976. Spatial and temporal patterns in macrobenthic stream diversity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33 (6): 1261-1270.
- DE MARCO, P. 1999. Invasion by the introduced aquatic snail *Melanooides tuberculata* (Muller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) of the Rio

- Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna & Environm.*, 34: 186-189.
- DE MARCO, P. & LATINI, A. O. 1998. Estrutura de guildas e riqueza de espécies em uma comunidade de larvas de Anisoptera (Odonata). Pp. 101-112. . In: Nessimian, J.L. & A.L. Carvalho (eds.) *Ecologia de Insetos Aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis*, vol V PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- DEVÁI, G. 1990. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. *Hidrobiologia*, 191: 189-198.
- EDMUNDS, G.J.;Jr. ALLEN, R.K. & PETERS, W.L. 1963. *An annotated key to the nymphs of the families and subfamilies of mayflies (Ephemeroptera)*. Univ. Utah Biol. Serv. 13(1): 1-49.
- ESTEVES, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2<sup>o</sup> ed. Interciência, Rio de Janeiro. 602 p.
- FEAM. 1990. *Projeto Rio Doce*. Relatório Técnico. 12 p.
- GREENBERG, A.E.; CLESCERI, L.S.& EATON, A.D. 1992. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 18<sup>o</sup> ed. Am. Public. Health Ass. 1055 pp.
- HAWKINS, C.P. & SEDELL, J.R. 1981. Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrates communities in four Oregon streams. *Ecology*, 62(2): 387-397.
- HAWKINS, C.P.; HOGUE, J.N.; DECKER, L.M. & FEMINELLA, J.W. 1997. Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of North American Benthological Society*, 16: 728-749.
- JACKSON, J.K. & SWEENEY, B.W. 1995. Present status and future directions of tropical stream research. *Journal of North America Benthological Society*, 14: 5-11.
- JACOBSEN, D.; SCHULTZ, R. & ENCALADA, A. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38: 247-261.
- KERANS, B.L. & KARR, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of Tennessee Valley. *Ecological Applications*. 4(4): 768-785.

- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J. & TALLING, J. F. 1978. *Water Analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biol. Association. Windermere 120 pp.
- MARCHANT, R.; HIRST, A.; NORRIS, R.H.; BUTCHER, R.; METZELING, L. & TILLER, D. 1997. Classification and prediction of macroinvertebrate assemblages from running waters in Victoria, Australia. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 16 (3): 664-681.
- MARQUES, M.M.G.S.M. 1998. *A comunidade de macroinvertebrados aquáticos no trecho médio da bacia do rio Doce, MG: bases para a conservação da biodiversidade e avaliação de qualidade de água*. Dissertação de mestrado, ICB-UFMG, Belo Horizonte. 119 p
- MARQUES, M.M.G.S.M.; BARBOSA, F.A.R. & CALLISTO, M. 1999. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, 59 (4): 553-561.
- MARQUES, M.M.G.S.M & BARBOSA, F.A.R. 1997. Eficiência de alguns parâmetros da comunidade de macroinvertebrados utilizados na avaliação da qualidade de água da Bacia do Rio Piracicaba, MG. *Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia de São Carlos*, 8: 113-126.
- MERRIT, R. W. & CUMMINS, K. W. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2<sup>o</sup> ed. Kendall/ Hunt Publishing Co. Dubuque Iowa. 234 p.
- NIESER, N. & MELO, A. L. 1997. *Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais*. Guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha. Ed UFMG. Belo Horizonte. 180 p.
- PALMER, C.G.; O'KEEFE, J.H. & PALMER, A. R. 1991. Are the macroinvertebrate assemblages in the Buffalo River, southern Africa, associated with particular biotopes? *Journal of North America Benthological Society*, 10: 349-357.
- PALMER, C.G.; PALMER, A. R.; O'KEEFE, J.H. & PALMER, R. 1994. Macroinvertebrate community structure and altitudinal changes in the upper reaches of a warm temperate southern African river. *Freshwater Biology*, 32(2): 337-348.

- PARSONS, M. & NORRIS, R.H. 1996. The effects of habitat specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biology*, 36: 419-434.
- PETRUCIO, M. M., 2003. *Produtividade bacterioplanctônica e fitoplanctônica de ecossistemas aquáticos do trecho médio da bacia do rio Doce, MG*. Tese de doutorado. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, UFSCar. São Carlos. 103 p.
- QUINN, J.M. & HICHEY, C.W. 1994. Hydraulic parameters and benthic invertebrate distributions in two gravel-bed New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 32(3):489-500.
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrate*. D. M. Rosenberg and V. H. Resh ed. Chapman & Hall, New York. 488 p.
- SAMPAIO, I.B.M. 1993. *Relatório das atividades de pós-doutorado*. Universidade Politécnica de Madrid. 92 p.
- TATE, C.M. & HEINY, S.J. 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology*, 33:439-454.
- THORNE, R.S.J. & WILLIAMS, W.P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37: 671-686.
- USSEGLIO-POLATERA, P. 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31:417-437.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:130-137.
- YULE, C.M. 1996 a. Spatial responses of the invertebrate fauna of an aseasonal tropical stream on Bougainville Island, Papua New Guinea. *Arch. Hydrobiol.*, 137(2): 227-249.



YULE, C.M. 1996 b. Trophic relationships and food webs of the benthic invertebrate fauna of two aseasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology*, 12: 517534.