



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

INSTITUTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**EFEITOS DOS FATORES LOCAIS E ESPACIAIS NA RIQUEZA E
COMPOSIÇÃO DE COMUNIDADES AQUÁTICAS E IMPLICAÇÕES PARA
CONSERVAÇÃO (SERRA DOS CARAJÁS, PARÁ)**

Paloma Marinho Lopes

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de mestre em Ciências Biológicas (Ecologia).

Orientador: Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli

Rio de Janeiro - RJ

Maio de 2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

EFEITOS DOS FATORES LOCAIS E ESPACIAIS NA RIQUEZA E COMPOSIÇÃO
DE COMUNIDADES AQUÁTICAS E IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO
(SERRA DOS CARAJÁS, PARÁ)

Paloma Marinho Lopes

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de mestre em Ciências Biológicas (Ecologia).

Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli

Prof. Dr. Luis Maurício Bini

Prof^ª. Dr^ª. Vera Huszar

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

MAIO DE 2008

Ficha Catalográfica

Lopes, Paloma Marinho

Efeitos dos fatores locais e espaciais na riqueza e composição de comunidades aquáticas e implicações para conservação (Serra dos Carajás, Pará).

Dissertação de Mestrado – Departamento de Ecologia, UFRJ, 2008, 71p.

Palavras-chave: 1. fatores locais 2. dispersão 3. concordância
4. comunidades aquáticas 5. Serra dos Carajás (PA)

*O homem que está dizendo que algo é
impossível frequentemente acaba
sendo interrompido por alguém que
acabou de fazer o impossível.*

Rudiger Dornbusch

*O espírito de um homem é a
sabedoria de muitos.*

Lord John Russell

*Quando eu disse ao caroço da
laranja que dentro dele dormia um
laranjal inteirinho, ele me olhou
estupidamente incrédulo.*

Hermógenes

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Reinaldo L. Bozelli, modelo de ética e profissionalismo, pela amizade, confiança, e pelo constante apoio e estímulo na realização deste trabalho. Sou eternamente grata pelos caminhos que me abriu e pela sensibilidade e pelo apoio moral nas horas mais difíceis.

Ao Chico (Prof. Dr. Francisco de S. Esteves) e ao Vinicius (Prof. Dr. Vinicius Farjalla), pelo apoio e pelas oportunidades.

Aos membros da banca, Prof. Dr. Luis Maurício Bini e Prof^{ra}. Dr^a. Vera Huszar, por aceitarem participar e contribuir para a finalização deste projeto.

Aos membros da pré-banca, Prof^{ra}. Dr^a. Érica Pellegrini Caramaschi e Prof. Dr. Jean Louis Valentin, pelas correções e sugestões na fase final da dissertação.

Às secretárias do PPGE, Marcinha e Sueli, pela atenção, paciência e colaboração durante esses 2 anos.

Ao PPGE/UFRJ, CNPq, Vale, Instituto Chico Mendes (ICMBio) e IBAMA pelo suporte logístico e apoio financeiro.

Ao Luis M. Bini, ao Ludgero e ao João Nabout (UFG), pela indispensável ajuda em estatística.

Ao Caliman e à Luciana pela grande ajuda no planejamento desta dissertação, pelas discussões enriquecedoras e por terem tornado o trabalho em campo mais divertido.

Aos meus amigos do “zoo”: Adriana, Jayme, Sandra e Luciana pela enorme ajuda durante todo o processo deste trabalho. Obrigada pelas palavras de consolo nas horas de insegurança e pelas boas e constantes risadas.

Aos integrantes do Laboratório de Limnologia que conviveram comigo ao longo destes 5 anos de laboratório. Todos vocês contribuíram de forma significativa, seja pelos

conhecimentos transmitidos seja pela companhia agradável e divertida durante churrascos, festas juninas, cafezinhos, almoços, barzinhos, etc. Obrigada, Adriana e Gabriel, Adriano, Alessandro, Alexandre, Albert, Aline, Aliny, Amanda, Ana Cláudia, André Furtado, André Megali, André “Titi”, Anderson Grip, Andresson “Baiano”, Aninha, Breno, Chico, Carol, Carlos, Célia, Céci, Camilinha, Camilona, Camila, Claudão, Chiquitito, Dany, Danielle, Daniel, Diogo, Darigo, Dinho, Ellen, Érica, Fabi, Fabiana Fioretti, FeRnanda, Flavinha, Fred, Harry Potter, Humberto, Jayme, João, Joana, Ju, Laísa, Léo, Luciana, Lets, Lúcia, Lucy, Luana, Luiz, Marcel, Marcos Paulo “Bolão”, Marcos Vinicius, Marcela, Mário, Monalisa Murilo, Murilinho, Marcelo, Nicholas, Rafael “Jabour”, Renatinha, Reinaldo, Pelé, Paula, Rayanne, Rose, Sandra, Thaís, Tássia, Telma, Viviane “Dib”, Vinicius “Wilsinho”.

À equipe da GABAN, em especial à Marlene, e à equipe do Instituto Ambiental, pela simpática acolhida e pelo apoio na realização desse trabalho.

A toda a equipe do NUPEM/UFRJ, pelo acolhimento carinhoso.

Às minhas grandes amigas, Ellen, Fernanda, Mariana, Dani, Sylvia, Malu, Gabi, Lets, Lana e Deborah, pela eterna amizade e por acreditarem em mim e em meus projetos, mesmo que às vezes de muito longe. Sem vocês minha vida nunca seria boa o bastante.

Ao Bruno, pelos incentivos, colaboração intelectual e companheirismo. Sua inteligência e paixão pela ciência me fazem te admirar cada dia mais. Obrigada pela diferença que faz em minha vida.

À minha família, Elza, Fred, Alfredo, Aline, Pablo e Maurício, pelo apoio e incentivo que tive durante toda a vida. Vocês são uma grande fonte de inspiração profissional e moral. Amo muito vocês!

RESUMO

Os processos que influenciam a riqueza e composição de espécies têm sido classificados entre aqueles capazes de atuar em escalas locais ou regionais. Um melhor conhecimento desses fatores possibilita a formulação de hipóteses relevantes para o entendimento dos padrões de riqueza e, o desenvolvimento de práticas de conservação. Como a biodiversidade de ambientes aquáticos continentais vem sendo perdida a taxas alarmantes, e os recursos financeiros disponíveis para o desenvolvimento de estratégias de conservação eficientes são escassos, a utilização de grupos taxonômicos indicadores da estrutura das comunidades, e que apresentem padrões de concordância com outros grupos taxonômicos se torna cada vez mais útil. Os objetivos desse trabalho são de verificar a influência de fatores locais e espaciais na riqueza e composição de espécies, e de identificar padrões de concordância na riqueza e na complementariedade entre os organismos fitoplancctônicos, zooplancctônicos e bentônicos de ambientes aquáticos da Serra dos Carajás (PA). Foram utilizados dados de um estudo de campo de três anos em 38 sistemas lenticos, que variam em tamanho, profundidade, presença de peixes e cobertura da vegetação aquática. A maior heterogeneidade espacial provida pelas macrófitas aquáticas e a ausência de predação e de competição por parte dos peixes em lagoas rasas, parecem ser mais importantes no aumento da riqueza de espécies zooplancctônicas e bentônicas do que a área dos ambientes aquáticos. A distribuição espacial dos ambientes aquáticos não contribuiu para a variação na composição ou na estrutura das comunidades aquáticas, o que parece indicar que a dispersão de espécies ocorre entre todos os ambientes. Já as variáveis ambientais (principalmente a presença de vegetação aquática) tiveram influência apenas na composição das espécies zooplancctônicas. A variação na composição de espécies parece estar relacionada principalmente a fatores estocásticos associados aos efeitos de prioridade e às histórias de vida de cada organismo, que podem ter um grande efeito no aumento da diversidade β e γ . A ausência de concordância nos padrões de riqueza e complementariedade entre os três grupos taxonômicos estudados pode ser atribuída ao fato de que estes grupos estão respondendo a diferentes variáveis ambientais. Além disso, interações bióticas entre os grupos parecem não terem sido fortes o suficiente para criar esses padrões concordantes de diversidade. Sendo assim, essas são medidas inadequadas como indicadores de biodiversidade em ambientes lenticos na Serra dos Carajás.

ABSTRACT

Processes that influence the richness and composition of species have been classified into those that act in local or regional scales. A better knowledge of these factors allows the elaboration of relevant hypothesis to understand richness patterns and the development of conservation practices. As biodiversity of aquatic ecosystems is being lost at alarming rates, and the available money to create efficient conservation strategies are scarce, the use of indicators taxonomic groups of the community structure, and that show concordance patterns with another taxonomic groups has become more useful. The aims of this research were verify the influence of spatial and local factors on the species composition and richness, and identify concordance patterns on the richness and complementarity among phytoplankton, zooplankton and benthonic organisms in aquatic ecosystems in the Serra dos Carajás (PA). We used data from a study of three years performed in 38 lentic systems, which varied in size, depth, presence of fishes and aquatic vegetation cover. The great spatial heterogeneity promoted by aquatic macrophytes and the absence of predation and competition performed by fishes in shallow lakes seems to be most important than aquatic ecosystems area to increase the species richness of zooplankton and benthos. The spatial distribution of aquatic ecosystems did not contribute to the variation in species composition and to community structure, what suggest that species dispersal occurs among all the environments. The environmental factors (especially the presence of aquatic vegetation) had influence only on the zooplankton species composition. The variation in species composition seems to be related especially to stochastic factors associated to priority effects and to species life history strategies, that can have a great effect on the increase of β and γ diversity. The absence of concordance in richness patterns and complementarity among the three taxonomic groups studied can be attributed to the fact of these groups are responding to different environmental factors. Beyond this, biotic interactions among groups seem have not being strong enough to create these concordant patterns of diversity. Thus, these are inappropriate measurements to the use of biodiversity indicators in lentic environments in the Serra dos Carajás.

SUMÁRIO

1. Introdução	01
2. Objetivos	11
3. Área de Estudo	12
4. Material e Métodos	18
4.1 Variáveis limnológicas	19
4.2. Comunidades	20
4.2.1 Comunidade Fitoplanctônica	21
4.2.2. Comunidade Zooplanctônica	21
4.2.3. Comunidade Bentônica	22
4.3. Análises estatísticas	23
4.3.1. Riqueza de espécies e variáveis limnológicas	23
4.3.2. Composição de espécies e variáveis limnológicas	24
4.3.3. Concordância entre os grupos taxonômicos	25
5. Resultados	27
5.1. Variáveis limnológicas	27
5.2. Riqueza de espécies e variáveis limnológicas	30
5.3. Composição de espécies e variáveis limnológicas	31
5.4. Concordância entre os grupos taxonômicos	39
6. Discussão	41
6.1. Variáveis limnológicas	41
6.2. Riqueza de espécies e variáveis limnológicas	43
6.3. Composição de espécies e variáveis limnológicas	47
6.4. Concordância entre os grupos taxonômicos	52
7. Conclusões	55
8. Referências Bibliográficas	57

1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade de ambientes aquáticos continentais vem sendo perdida a taxas alarmantes, e muito mais rapidamente do que aquela estimada para ambientes terrestres (ALLAN & FLECKER, 1993; RICCIARDI & RASMUSSEN, 1999). O aumento na demanda de água para irrigação, usos domésticos e industriais têm ameaçado ainda mais os recursos aquáticos em grande parte do mundo (SZOLLOSI-NAGY *et al.*, 1998). Além disso, várias atividades humanas têm afetado diretamente os corpos d'água continentais com as modificações nas concentrações de nutrientes, assoreamento, mudanças na temperatura da água e nos níveis de poluição, construção de barragens, pesca intensiva e introdução de espécies exóticas (SAUNDERS *et al.*, 2002; AGOSTINHO *et al.*, 2005). Esses tipos de alterações podem afetar a taxa de mortalidade, o sucesso reprodutivo, o crescimento e o comportamento de organismos aquáticos (SAUNDERS *et al.*, 2002). Além disso, a destruição de ecossistemas aquáticos continentais tem aumentado muito devido ao grande desenvolvimento industrial e urbano, e à crescente exploração de recursos naturais, resultando na extinção de um grande número de espécies. Mudanças drásticas na riqueza e na composição de espécies podem afetar o funcionamento dos ecossistemas, e com isso, diminuir a provisão de importantes recursos e serviços que estes ambientes oferecem à sociedade, como fontes de alimento, água potável, recursos genéticos e lazer (CHAPIN *et al.*, 2000).

O avanço do conhecimento no campo da macroecologia, especificamente o entendimento da dinâmica de metacomunidades (LEIBOLD *et al.*, 2004), tem proporcionado o reconhecimento da importância da interação entre processos locais (e.g., produtividade, competição, predação, heterogeneidade espacial, frequência de

distúrbios) e regionais (e.g., dispersão) na determinação da estrutura de uma comunidade (BEISNER *et al.*, 2006). SHURIN *et al.* (2000) observaram que as diversidades locais do zooplâncton foram limitadas pela dispersão (i.e. espécies não conseguem colonizar alguns ambientes devido à incapacidade de chegar até eles), resultando, portanto em comunidades insaturadas de espécies. Já COTTENIE *et al.* (2003) verificaram que tanto as condições locais quanto a dispersão estruturaram a comunidade zooplancônica de poças interconectadas. Devido à pequena escala do estudo e à alta conectividade entre os ambientes aquáticos, a dispersão não foi um fator limitante, e sim um fator homogeneizador, que teve sua principal influência na estruturação das comunidades. Por outro lado, LUKASZEWSKI *et al.* (1999) em um experimento com zooplâncton, verificaram que as comunidades eram controladas predominantemente por processos locais. Um melhor conhecimento desses fatores possibilita a formulação de hipóteses relevantes para o entendimento dos padrões de riqueza e, o desenvolvimento de métodos eficientes de monitoramento e de práticas de conservação (DECLERCK *et al.*, 2005). Sem o estudo integrado dos padrões de riqueza e composição de espécies com os processos responsáveis por eles, não há garantia de que essas espécies, muitas vezes utilizadas como justificativas para a criação de reservas, sejam conservadas a longo prazo (FLATHER *et al.*, 1997). Ou seja, o bom entendimento dos processos responsáveis por padrões de riqueza e composição de espécies permite antecipar os efeitos das mudanças ambientais sobre estes padrões.

A teoria mais difundida na biogeografia para explicar os padrões de riqueza de espécies é a relação espécies-área, onde a riqueza de espécies aumenta progressivamente com o aumento da área. Essa relação é parcialmente oriunda do efeito tamanho-dependente da imigração; da influência do tamanho do habitat no tamanho das populações e, portanto, em suas probabilidades de extinção e ao número de

microhabitats dentro dos ecossistemas (DODSON, 1992). No caso de ambientes aquáticos, a profundidade também pode influenciar a riqueza de espécies, já que lagos mais profundos têm mais espaço para a segregação vertical de nichos (STRØM, 1946). DRAKARE *et al.*, (2006) verificaram que a relação espécies-área pode ser fortemente afetada pelo tipo de coleta, pela escala espacial amostrada, e pelos tipos de organismos e de habitats estudados. A relação positiva entre número de espécies e área de lagos já foi observada em diferentes grupos de organismos aquáticos como, zooplâncton (FRYER, 1985; DODSON, 1991), plantas aquáticas (JEFFRIES, 1998; SØNDERGAARD *et al.*, 2005), macroinvertebrados bentônicos (ALLEN *et al.*, 1999), e peixes (SØNDERGAARD *et al.*, 2005). Por outro lado, OERTLI *et al.* (2002), em um estudo abrangendo diversos grupos de organismos aquáticos em poças na Suíça, observaram que a relação espécies-área parece ter limitações quando aplicada às poças, sugerindo que outros mecanismos também estariam atuando na riqueza de espécies local. Neste caso, apesar da relação entre riqueza e área ter sido positiva (porém com baixa explicabilidade para a maioria dos grupos) e coadunar com o princípio biogeográfico, foi detectada uma maior influência de outros processos locais, como a heterogeneidade de habitats, na determinação da riqueza das comunidades amostradas.

Um grande número de estudos realizados em diferentes ecossistemas e com diversos organismos sugere a tendência de uma forte relação entre riqueza de espécies e produtividade (WAIDE *et al.*, 1999). A relação unimodal entre riqueza e produtividade tem sido bem aceita para descrever esse padrão, onde o maior número de espécies é encontrado em produtividades intermediárias (LEIBOLD, 1999; WAIDE *et al.*, 1999; DODSON *et al.*, 2000; GASTON, 2000). Entretanto, outros estudos mostram que a riqueza também pode apresentar uma relação linear em função da produtividade, sendo ela positiva ou negativa (MITTELBAACH, 2001; HOFFMANN & DODSON, 2005;

HESSSEN *et al.*, 2006). Apesar de muitos mecanismos já terem sido propostos para explicar esses diferentes padrões, ainda há pouco consenso quanto à aplicabilidade de cada um deles e em que condições cada padrão ocorre (ROSENZWEIG & ABRAMSKY, 1993; KONDOH, 2001). MITTELBAACH *et al.* (2001), em uma extensa revisão, observaram que padrões unimodais tendem a predominar e a serem mais freqüentemente encontrados em sistemas aquáticos continentais do que em outros biomas. De acordo com diversos estudos, a hipótese mais provável é que esse tipo de padrão seja oriundo do efeito cumulativo e interativo de diversos mecanismos (e.g., Hipótese do Teorema Central), como por exemplo, heterogeneidade de recursos e de habitats, competição, intensidade da predação e flutuações nas características ambientais (WAIDE *et al.*, 1999; DODSON *et al.*, 2000).

De acordo com a hipótese de heterogeneidade de habitats de MACARTHUR & MACARTHUR (1961), um aumento no número de habitats leva a um aumento na diversidade de espécies devido a uma expansão no número de dimensões de nicho. O desenvolvimento da região litorânea (e.g., cobertura de macrófitas aquáticas) e a heterogeneidade de substratos (e.g., macrófitas, sedimento, pedras e etc.) em ecossistemas aquáticos continentais são determinantes no número de microhabitats e na riqueza e na composição de espécies (PENNAK, 1966; PATERSON, 1993). As macrófitas aquáticas são, em geral, as principais responsáveis pela adição de uma grande heterogeneidade de habitats, oferecendo assim um conjunto de microhabitats e de superfícies para colonização de diversos tipos de organismos (DVORAK, 1970; MARGALEF, 1983; CYR & DOWNING, 1988), além de fornecerem um refúgio contra predadores (TIMMS & MOSS, 1984; JEPPESEN *et al.*, 1997). Além disso, a presença de macrófitas aquáticas propicia a retenção de detritos e o desenvolvimento da comunidade perifítica, disponibilizando aos consumidores uma abrangente gama de

recursos alimentares (DVORAK & BEST, 1982; RODRIGUES *et al.*, 2003). DECLERCK *et al.* (2005) observaram que a cobertura de macrófitas aquáticas explicou uma parcela importante da variação da riqueza de microinvertebrados aquáticos em lagos situados em duas regiões geográficas na Europa (Dinamarca e sul da Espanha).

A hipótese dos efeitos de segunda-ordem sobre a biodiversidade afirma que para alguns grupos de organismos, ecossistemas aquáticos continentais pequenos e isolados podem abrigar mais espécies do que ecossistemas aquáticos maiores e mais profundos. Em lagos pequenos e isolados, os efeitos indiretos da ausência de peixes e de uma ampla cobertura vegetal parecem ter maior influência na riqueza de organismos aquáticos do que o efeito direto do tamanho do lago sobre o número de espécies presentes (SCHEFFER *et al.*, 2006). Além disso, a heterogeneidade entre habitats pode contribuir consideravelmente para o aumento na diversidade beta e na diversidade de uma região (OERTLI *et al.*, 2002; WILLIAMS *et al.*, 2003; WOOD *et al.*, 2003; DE MEESTER *et al.*, 2005; SCHEFFER *et al.*, 2006). WILLIAMS *et al.* (2003) observaram uma alta contribuição da biota de poças para a diversidade regional devido a grande variabilidade nas características físicas e químicas entre diferentes corpos d'água e, portanto, diferenças na composição de espécies entre os habitats.

O isolamento espacial de comunidades exerce uma grande influência sobre a dispersão de organismos entre diferentes comunidades, tendo assim um efeito sobre a riqueza e composição de espécies. Segundo a teoria de biogeografia de ilhas de MACARTHUR & WILSON (1967), um maior grau de isolamento reduz a taxa de colonização de novos indivíduos e espécies para uma comunidade, diminuindo, portanto a riqueza de espécies. O grau de isolamento de um ecossistema vai depender do tipo e do tamanho do organismo estudado (BEGON *et al.*, 2006; SCHEFFER *et al.*, 2006), já que as espécies diferem nos mecanismos e nas habilidades de dispersão (BILTON *et al.*,

2001). Já a habilidade de dispersão de um grupo de organismos vai determinar a importância da dispersão na estruturação das comunidades (BEISNER *et al.*, 2006). O conhecimento das estratégias de dispersão dos organismos é essencial para um melhor entendimento da distribuição das espécies e estrutura das comunidades.

O isolamento de habitats também pode ter um efeito positivo para a diversidade de uma região. Ecossistemas lênticos mais isolados podem apresentar comunidades mais heterogêneas (i.e., alta diversidade beta), devido a uma menor similaridade entre habitats nas condições físicas e químicas (WILLIAMS *et al.*, 2003) e aos efeitos estocásticos que agem sobre os processos de colonização (JEFFRIES, 1988). Por outro lado, uma maior dispersão facilitada pela conectividade entre habitats pode levar a uma homogeneização das espécies entre esses (WARD *et al.*, 1999), diminuindo assim, a riqueza regional. Lagoas são bons sistemas para o estudo dos efeitos do isolamento na colonização de indivíduos por apresentarem uma matriz terrestre geralmente inóspita à maioria dos organismos aquáticos (exibindo assim a natureza de uma ilha) (FORBES, 1887; DODSON *et al.*, 2000; COTTENIE *et al.*, 2003; DE MEESTER *et al.*, 2005).

Outros fatores também podem influenciar a riqueza e a composição de espécies em uma comunidade, como variabilidade climática (e.g., latitude e altitude) (DODSON, 1992; HESSEN *et al.*, 2006), intensidade dos distúrbios (e.g., hidroperíodo; HUTCHINSON, 1959; CONNELL, 1978; HOLLAND & JENKINS, 1998; FLÖDER & SOMMER, 1999; EITAM *et al.*, 2004), fatores ambientais (e.g. pH; SCHARTAU *et al.*, 2001; temperatura e oxigênio dissolvido; ARMENGOL *et al.*, 1998), idade ambiental (e.g., tempo evolutivo ou ecológico; JENKINS & BUIKEMA, 1998; DODSON *et al.*, 2007; GENNER *et al.*, 2007), e interações bióticas (e.g., predação por peixes e invertebrados, competição; PAINE, 1966; HECNAR & M'CLOSKEY, 1998; HOBBAEK *et al.*, 2002; LONGMUIR *et al.*, 2007).

Como a degradação de habitats e a perda de espécies continuam em ritmo acelerado, a preservação da biodiversidade tem se tornado cada vez mais urgente. Entretanto, como os recursos financeiros disponíveis para o desenvolvimento de estratégias de conservação eficientes são escassos, a solução mais sensata é a de estabelecer prioridades de conservação a partir do estabelecimento de um critério que possa avaliar corretamente a importância de um ambiente (PRESSEY *et al.*, 1993; MARGULES & PRESSEY, 2000; MYERS *et al.*, 2000). Em geral, esse critério é baseado no conceito de biodiversidade, que engloba múltiplos níveis de organização biológica, desde a diversidade de genes a ecossistemas, incluindo processos ecológicos (NOSS, 1990; MARGULES & PRESSEY, 2000; ABELLÁN *et al.*, 2005). A enorme abrangência desse conceito em conjunto com as dificuldades financeiras e logísticas torna impossível quantificar a biodiversidade em sua totalidade (ABELL, 2002; ABELLÁN *et al.*, 2005; DARWALL & VIÉ, 2005; WILLIAMS *et al.*, 2006).

Uma solução para resolver esse tipo de problema é a de utilizar grupos indicadores da estrutura das comunidades para serem usados em monitoramentos e práticas de conservação. Uma comunidade indicadora ideal deve ser: sensível às mudanças ambientais, amplamente distribuído, encontrado nos mais diversos habitats e condições ambientais, facilmente identificado e amostrado, relativamente independente do tamanho da amostra e ter um papel relevante em fenômenos ecológicos (NOSS, 1990). Entretanto, o uso de comunidades indicadoras só é válido se eles apresentarem padrões de concordância com outras comunidades nos critérios escolhidos como sendo importantes medidas de biodiversidade. A concordância mede o grau de similaridade nos padrões apresentados pela estrutura das comunidades entre diferentes comunidades em um conjunto de unidades amostrais (e.g., lagos, poças) (JACKSON & HARVEY, 1993; PASZKOWSKI & TONN, 2000; REYERS *et al.*, 2000). Sendo assim, ambientes

que são, por exemplo, altamente ricos em espécies de uma comunidade, também o serão para outras comunidades.

Apesar dos grupos mais utilizados como indicadores serem os vertebrados ou alguns grupos de plantas (BALMFORD & LONG, 1995; WILLIAMS *et al.*, 1996; HOWARD *et al.*, 1998; PASZKOWSKI & TONN, 2000; BONN & GASTON, 2005; DAS *et al.*, 2006), organismos ainda pouco utilizados como os planctônicos e bentônicos podem ser adequados para este propósito, pois preenchem muitos dos requisitos de um indicador ideal. Também são ainda muito escassos estudos sobre os padrões de concordância entre diferentes grupos de organismos em ecossistemas aquáticos continentais (PAAVOLA *et al.*, 2003; HEINO & SOININEN, 2007), principalmente em poças (BILTON *et al.*, 2006). Esse tipo de estudo se torna urgente nestes ambientes, pois além de apresentarem, em geral, altos níveis de biodiversidade (tanto local quanto regional) e de espécies únicas e raras, e de serem extremamente abundantes na paisagem (WILLIAMS *et al.*, 2003; WOOD *et al.*, 2003; NICOLET, *et al.*, 2004; DE MEESTER, 2005; SØNDERGAARD *et al.*, 2005; DECLERCK *et al.*, 2006; DE BIE *et al.*, 2008), eles ainda sofrem com a escassez de inventários e com altos impactos antrópicos (RICCIARDI & RASMUSSEN, 1999; ABELL, 2002; SAUNDERS *et al.*, 2002; AGOSTINHO *et al.*, 2005; HIGGINS *et al.*, 2005).

Por ser uma medida simples de biodiversidade e altamente comparável entre os mais diferentes grupos (ALLEN *et al.*, 1999), a riqueza de espécies é um dos padrões de concordância mais testados por ecólogos de comunidades (e.g. PRENDERGAST *et al.*, 1993; ALLEN *et al.*, 1999; HEINO, 2002; VESSBY *et al.*, 2002; HEINO *et al.*, 2003; BILTON *et al.*, 2006; CHIARUCCI *et al.*, 2007). O número de estudos sobre a existência de concordância na riqueza de espécies entre diferentes comunidades tem crescido muito nos últimos anos. Entretanto, os resultados são extremamente variados,

dependendo tanto das comunidades estudadas quanto da região de estudo, e permanecem inconsistentes (PRENDERGAST, 1997; OERTLI *et al.*, 2005; BILTON *et al.*, 2006). Por exemplo, na literatura, encontra-se tanto a presença de concordância entre as riquezas de várias comunidades (BALMFORD & LONG, 1995; BLAIR, 1999; PEARSON & CARROLL, 1999; PHARO *et al.*, 1999; HEINO, 2002; HAWKINS & PORTER, 2003; LAMOREUX *et al.*, 2006), quanto a ausência dela (HOWARD *et al.*, 1998; ALLEN *et al.*, 1999; VESSBY *et al.*, 2002; HEINO *et al.*, 2003; SU *et al.*, 2004; OERTLI *et al.*, 2005; TOLONEN *et al.*, 2005; CHIARUCCI *et al.*, 2007). Diante desses resultados, é importante que outros estudos sejam realizados em diferentes ambientes e com diversas comunidades.

Por outro lado, a riqueza de espécies é apenas uma das medidas de biodiversidade, e que não leva em conta, além de outros atributos, a identidade das espécies. Ou seja, não há como ter conhecimento se, ao se preservar uma área, haverá uma adição de novas espécies ou a conservação de espécies já presentes na região (SU *et al.*, 2004). Isso é uma importante questão, já que em estratégias de conservação, geralmente um dos principais objetivos é o de se preservar o maior número de espécies possível de uma dada área. Sendo assim, a inclusão de padrões de variação na composição de espécies entre diferentes ambientes pode ser mais adequada para este tipo de propósito, além de ser muito enriquecedora no estudo de comunidades indicadoras de biodiversidade (HEINO *et al.*, 2003; SU *et al.*, 2004). Nesse contexto, os estudos deveriam se focar mais em medidas de diversidade β (i.e., diferenças na composição de espécies entre dois habitats; RICKLEFS & MILLER, 1999) do que em medidas de diversidade α (ou local) (i.e. o número de espécies de um habitat mais ou menos uniforme; RICKLEFS & MILLER, 1999) entre comunidades (SU *et al.*, 2004). Entre as diferentes medidas de diversidade β (KOLEFF *et al.*, 2003), uma que tem

ganhado cada vez mais destaque entre os biólogos da conservação e nas estratégias de conservação, é a de complementaridade (RYTI, 1992; PRESSEY *et al.*, 1993; WILLIAMS *et al.*, 1996; HOWARD *et al.*, 1998; MARGULES & PRESSEY, 2000; REYERS *et al.*, 2000; WILLIAMS *et al.*, 2006). Complementaridade é uma medida que informa sobre o quanto uma área contribui com espécies (ou outros atributos da biodiversidade) inexistentes em outra(s) área(s) (MARGULES & PRESSEY, 2000). Sendo assim, é importante salientar que áreas com alta complementaridade não apresentam necessariamente as maiores riqueza de espécies (MARGULES & PRESSEY, 2000; DINIZ-FILHO *et al.*, 2006). Usar medidas de complementaridade em estudos de concordância entre comunidades é mais interessante do ponto de vista conservacionista, pois nos permite identificar importantes áreas que possam contribuir com a conservação de um maior número de espécies possível (i.e., áreas altamente complementares). Poucos ainda são os estudos sobre os padrões de concordância na complementaridade entre comunidades (HOWARD *et al.*, 1998; VAN JAARSVELD *et al.*, 1998; LUND & RAHBEK, 2002; MOORE *et al.*, 2003; PINTO *et al.*, 2008), especialmente em ambientes aquáticos continentais. Os padrões de concordância na riqueza e na composição de espécies entre diferentes comunidades resultam, geralmente de: (a) mecanismos aleatórios, (b) de interações bióticas entre as comunidades, (c) de respostas similares a fatores ambientais em comum, ou (d) de respostas a diferentes fatores ambientais que covariam espacialmente (GASTON, 1996; PAAVOLA *et al.*, 2003; TOLONEN *et al.*, 2005). Além disso, as diferenças encontradas nos padrões de concordância entre táxons podem ser atribuídas, por exemplo, à escolha dos táxons, à medida de diversidade usada, e à escala espacial do estudo (BALMFORD & LONG, 1995; FLATHER *et al.*, 1997).

2. OBJETIVOS

- Verificar se e quais variáveis limnológicas são responsáveis pela variação na riqueza de espécies fitoplanctônicas, zooplanctônicas e bentônicas.
- Verificar se e quais variáveis limnológicas são responsáveis pela variação na composição de espécies fitoplanctônicas, zooplanctônicas e bentônicas.
- Verificar a importância relativa do espaço (dispersão) e do ambiente na variação da composição de espécies fitoplanctônicas, zooplanctônicas e bentônicas.
- Verificar a influência da sazonalidade (períodos de chuvas e estiagem) nas variáveis limnológicas, nas riquezas de espécies, e nas dissimilaridades na composição de espécies.
- Verificar o grau de concordância na riqueza de espécies entre o fitoplâncton, zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos.
- Verificar o grau de concordância na complementaridade e na estrutura das comunidades entre o fitoplâncton, zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos.

3. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado nas Serras Norte, Sul e Leste que estão situadas na Serra dos Carajás no sudeste do Pará (fig. 1), onde a Companhia Vale mantém atividades de mineração. As Serras Norte e Sul (separadas por cerca de 70 km) estão localizadas na Floresta Nacional (FLONA) de Carajás (fig.2) que possui 411.948,87 ha, e está localizada nos municípios de Parauapebas e de Canaã dos Carajás (fig.1), enquanto que a Serra Leste (ou Serra Pelada) está situada no município de Curionópolis (fig.1) a 100 km da FLONA de Carajás. A vegetação da FLONA de Carajás é caracterizada por savana metalófila no topo das serras, e por florestas ombrófilas aberta e densa e floresta aluvial no restante dela (fig.2). A Serra Leste apresenta savana metalófila em seu platô e florestas e pastos no restante. A savana metalófila é uma formação vegetal exclusiva de ambientes com afloramento rochoso de ferro (PORTO & SILVA, 1989), onde estão presentes um estrato graminoso bem evidente e muitas espécies herbáceas (SILVA, 1991). O clima da região é caracterizado como tropical chuvoso, com seca de inverno e forte período de estiagem coincidindo com o inverno do hemisfério sul. A umidade relativa média do ar é de aproximadamente 80%, a precipitação anual varia entre 2000 e 2400 mm, e a temperatura média está em torno de 23°C a 25°C anuais, com o período mais quente do ano ocorrendo de julho a setembro e com o mais frio ocorrendo no mês de fevereiro (<http://www.ibama.gov.br/>).



Figura 1: Mapas com localização geográfica do estado do Pará e dos municípios de Parauapebas, Canaã dos Carajás e Curionópolis, onde estão localizadas a Floresta Nacional de Carajás e a Serra Leste.

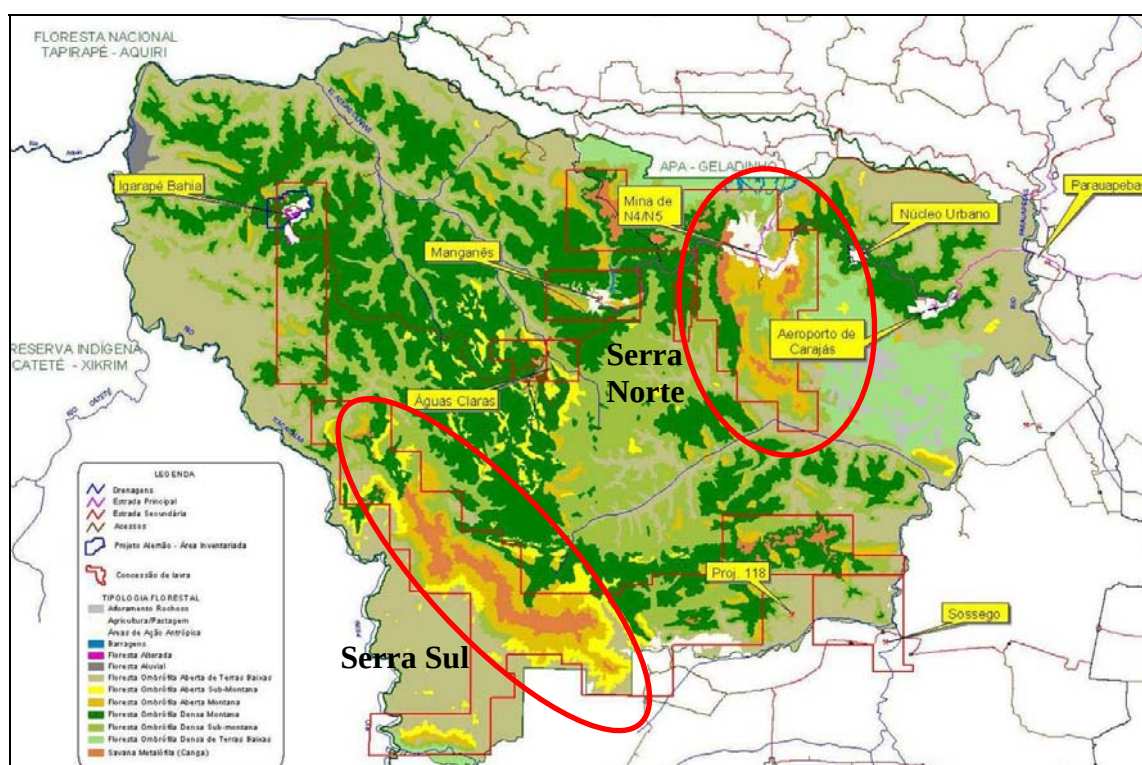


Figura 2: Mapa de vegetação da Floresta Nacional de Carajás

A região das serras apresenta uma variedade de corpos d'água (e.g., buritizais, brejos, lagoas perenes e temporárias, igarapés) que estão concentrados nos topos das serras, a uma altitude aproximada de 700 m. Neste estudo, foram incluídos apenas os ambientes lênticos, que por sua vez podem ser classificados em dois principais grupos: as lagoas perenes e fundas (acima de 3 metros de profundidade), que não apresentam vegetação aquática (exceto em algumas pequenas áreas mais rasas), e as lagoas temporárias (i.e. poças) (muitas secam durante o período de estiagem) e rasas, que são em geral, totalmente colonizadas por macrófitas aquáticas (fig. 3). Dentre estas se destacam as macrófitas aquáticas emersas, como por exemplo, *Cyperus* sp., *Eleocharis mutata*, *Rhynchospora corymbosa*, e as macrófitas aquáticas flutuantes, como *Nymphoides humboldiana*. Esses ambientes são relativamente isolados uns dos outros, havendo apenas, entre alguns, conexões através de pequenas drenagens durante a época de chuvas. Foram amostradas 17 lagoas na Serra Norte (figs. 4, 5 e 6), 20 na Serra Sul (fig. 7) e 1 na Serra Leste, sendo que dentre estes, 32 ambientes são lagoas rasas. A nomenclatura das lagoas está relacionada à sua localização e ordem de amostragem (exceto lagoas ETA 1 e 2, que estão próximas a uma estação de tratamento de água), onde a primeira letra é referente à Serra (e.g., N, Serra Norte; S, Serra Sul; L, Serra Leste), o número ao platô, e a segunda e terceira letras estão associadas ao corpo e à ordem de amostragem, respectivamente.



Figura 3: Fotografias de alguns ambientes aquáticos da Serra dos Carajás.

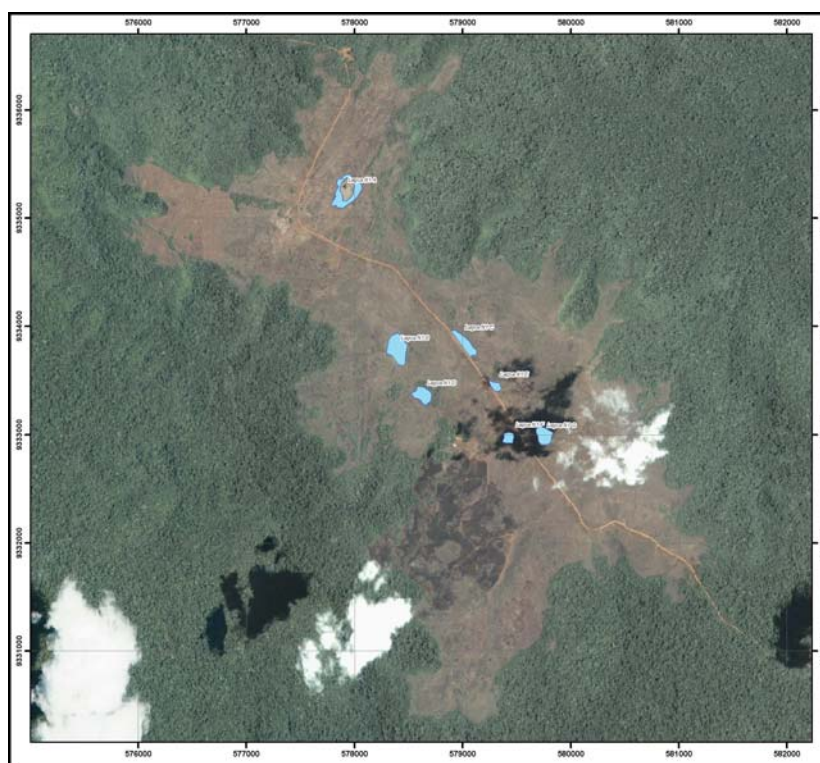


Figura 4: Mapa da área N1 da Serra Norte da Floresta Nacional de Carajás e localização dos ambientes aquáticos.

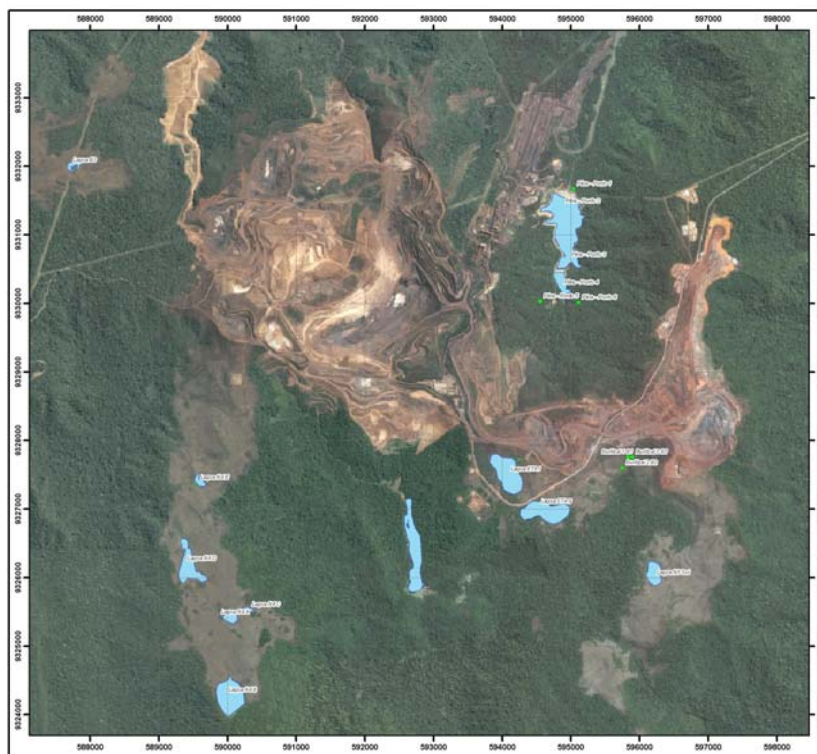


Figura 5: Mapa das áreas N3, N4 e N5 da Serra Norte da Floresta Nacional de Carajás e localização dos ambientes aquáticos.

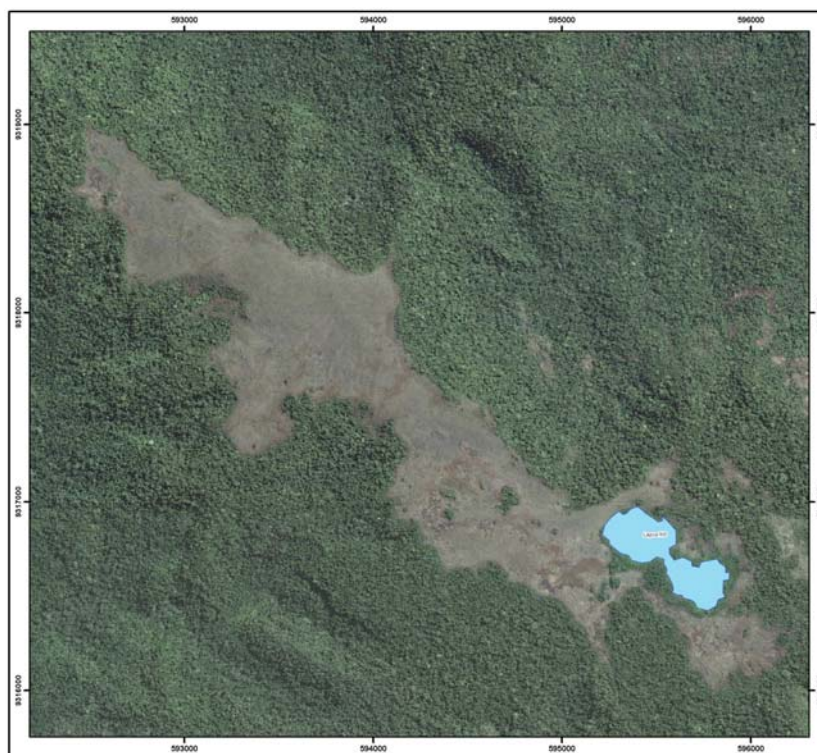


Figura 6: Mapa da área N8 da Serra Norte da Floresta Nacional de Carajás e localização dos ambientes aquáticos.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Um total de 38 ambientes aquáticos lênticos foi amostrado no período de 2004 a 2006, sendo realizadas duas coletas por ano, uma nas chuvas (entre março e abril) e outra na estiagem (entre setembro e outubro) (tabela 1).

Tabela 1: Relação dos ambientes aquáticos lênticos amostrados na Serra dos Carajás (Serras Norte, Sul e Leste) e do número de amostras qualitativas (Ql) e quantitativas (Qt) coletadas das comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica e bentônica nos períodos de chuvas (C) e de estiagem (E) dos anos de 2004, 2005 e 2006.

Serra	Lagoa	Amostragem (fitoplâncton, zooplâncton e bentos)		
		2004 (C/E)	2005 (C/E)	2006 (C/E)
Norte (17)	ETA I	Ql/Ql	Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
	ETA II	Ql/*		
	N1-A	Ql/Ql		
	N1-B	Ql/Ql		
	N1-C	Ql/*		
	N1-D	Ql/*		
	N1-E	Ql/*		
	N1-F		Ql/*	
	N1-G		Ql/Ql	
	N3		Ql/Ql	
	N4-A	Ql/Ql		Ql-Qt/Ql-Qt
	N4-B		Ql/Ql	
	N4-C		Ql/Ql	
	N4-D		Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
	N4-E		Ql/Ql	
	N5 Sul	Ql/Ql	Ql/Ql	Ql-Qt/*
	N8	Ql/Ql		
Sul (20)	S11A-A		Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
	S11A-B		Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
	S11A-C		Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
	S11B-A		Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
	S11B-B		Ql/*	
	S11B-C		Ql/Ql	
	S11B-D		Ql/*	
	S11C-A		Ql/*	
	S11C-B		Ql/Ql	
	S11C-C		Ql/*	
	S11D-A	Ql/Ql		
	S11D-B	Ql/Ql		
	S11D-C	Ql/Ql	Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
	S11D-D		Ql/*	
	S11D-E	Ql/Ql	Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
	S11D-F	Ql/Ql		
	S11D-H		Ql/*	
	S11D-J		Ql/*	
	S11D-K		Ql/Ql	
	S11D-N		Ql/*	
Leste (1)	LA		Ql/Ql	Ql-Qt/Ql-Qt
Total	38	15/11*	27/18*	11/10*

* lagoas secaram no período de estiagem impossibilitando a amostragem das comunidades

4.1 Variáveis limnológicas

Em campo, foram quantificados para cada lagoa, os valores de profundidade (m) e de transparência da água (m). A profundidade foi determinada a partir de uma guia com escalas de 50 cm, presa a um peso, e a transparência da água com um disco de Secchi. Também foram medidos os valores de temperatura (°C) e de porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido na água com perfis verticais em intervalos de 20 cm até 2,5m, e de 50 cm a partir dessa profundidade. A temperatura da água e a porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido na água foram medidas com o auxílio de um termistor digital YSI 30 e de um oxímetro YSI 95, respectivamente. Foram usados, nas análises estatísticas, os valores de oxigênio mínimo para os macroinvertebrados bentônicos, e uma média dos valores do perfil para o fitoplâncton e para o zooplâncton.

Amostras de água foram coletadas em todas as lagoas em frascos de 5 litros previamente lavados com HCl 10% para posteriores análises em laboratório. Nas lagoas com profundidade superior a 1,5m, a coleta das amostras foi realizada na superfície e no fundo. A partir dessas amostras foram determinados em laboratório, o pH, a alcalinidade da água (uEq/L), a condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), as concentrações de nitrogênio (mg/L) e de fósforo totais ($\mu\text{g}/\text{L}$), a turbidez da água (UTN), e a concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g}/\text{L}$). O pH foi medido através de um peagômetro digital, enquanto que a alcalinidade da água foi obtida por método titulométrico segundo GRAN (1952). A condutividade elétrica foi estimada com o auxílio do Salinômetro/Condutivímetro YSI 30 (termistor). A concentração de nitrogênio total (NT) foi estimada pelo método de GOLTERMAN *et al.* (1978), enquanto que a concentração de fósforo total (PT) foi obtida pelo método colorimétrico do ácido molibídico mensurado pelo espectrofotômetro Beckman (MACKERETH *et al.*, 1978). Ambas as análises foram

realizadas a partir de amostras previamente acidificadas com H₂SO₄ 100% (pH 2). A concentração de PT foi usada como uma medida de produtividade do lago (LEIBOLD, 1999; JEPPESEN *et al.*, 2000; DECLERCK *et al.*, 2005). A turbidez e a concentração de clorofila *a* na água foram determinadas com o Turbidímetro/Fluorímetro de campo da Turner Designs.

As áreas das lagoas foram estimadas a partir de imagens de satélite (escala 1:50000) no software ArcView. A partir da observação em campo e das imagens de satélite, concluiu-se que a cobertura vegetal é muito semelhante entre as lagoas colonizadas por macrófitas aquáticas (aproximadamente 100% de cobertura). Sendo assim, as lagoas foram classificadas qualitativamente entre aquelas com ou sem macrófitas aquáticas. As coordenadas das lagoas e as distâncias mais curtas entre as lagoas foram demarcadas com o auxílio de um GPS eTrex Vista da Garmin.

4.2 Comunidades

Foram realizadas amostragens qualitativas das comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica e bentônica (1 amostra por lagoa e por comunidade) em todas as visitas às lagoas (Tabela 1). Em cada lagoa, amostras qualitativas integraram a coleta dos organismos em diferentes pontos da lagoa afim de melhor abranger a heterogeneidade espacial do ambiente e, portanto, apresentar uma melhor estimativa da riqueza (número de espécies em cada amostra) das comunidades de cada ecossistema. Amostras quantitativas das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram coletadas apenas em 2006 (Tabela 1) em um ponto central da lagoa, exceto quando não era possível o seu acesso. Espécies associadas às macrófitas aquáticas encontradas nas amostras também foram incluídas nas contagens.

4.2.1 Comunidade Fitoplanctônica

As amostras qualitativas de fitoplâncton foram coletadas com uma rede de 20 µm em arrastos verticais e horizontais, e fixadas com solução Transeau. As amostras quantitativas foram coletadas diretamente em frascos de 100 mL, e fixadas com Lugol. Em lagoas com maiores profundidades foram realizadas amostragens quantitativas adicionais no meio e no fundo (S11A-C e S11D-E, e ETA I apenas no fundo) devido à maior heterogeneidade vertical nas condições abióticas.

Para a análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica, foram preparadas no mínimo, cinco lâminas para cada amostra, as quais foram analisadas em microscópio óptico Olympus. Para a análise quantitativa seguiu-se o método de sedimentação das amostras em câmaras (UTERMOHL, 1958) e contagem em campos aleatórios (UEHLINGER, 1964). Foram contados tantos campos quantos necessários até que a espécie mais abundante atingisse o mínimo de 100 indivíduos (LUND *et al.*, 1958). Colônias e filamentos foram considerados como um indivíduo. Os organismos foram identificados, quando possível, até o menor nível taxonômico (espécies).

4.2.2 Comunidade Zooplanctônica

As amostras qualitativas de ambientes com profundidades acima de 1m foram coletadas com o auxílio de uma rede de plâncton de abertura de malha de 68 µm em arrastos verticais e horizontais na coluna d'água. Nas lagoas mais rasas, a água era coletada cuidadosamente (evitando a ressuspensão do sedimento) com um balde ou com um becker (em profundidades abaixo de 30cm) e filtrada em uma rede de 68 µm de abertura de malha. Independente do tipo de amostragem, todas as amostras foram imediatamente fixadas com formol tamponado e açucarado numa concentração final de 5%.

Em laboratório, as amostras qualitativas foram analisadas em sua totalidade e processadas em câmara aberta com o auxílio de um estereoscópio Olympus. Espécies desconhecidas foram separadas para posterior identificação. Para amostras com grande número de indivíduos, as densidades de rotíferos e náuplios foram estimadas a partir da contagem de três subamostragens de 1 mL de uma diluição conhecida (com um mínimo de 70 indivíduos por subamostragem) em uma câmara de Sedgewick-Rafter com o auxílio de um microscópio óptico Olympus. As densidades de copépodes e cladóceros também foram estimadas pelo mesmo método, mas com subamostragens de 5mL em uma câmara aberta em estereoscópio Olympus. Todo o restante da amostra era triado para observação de espécies que não tinham aparecido nas subamostragens. Amostras com menor número de indivíduos ou com grande concentração de material particulado, foram quantificadas através da análise total em estereoscópio Olympus. Neste estudo, foram considerados apenas os grandes grupos: Rotifera, Cladocera e Copepoda (Calanoida e Cyclopoida), cujos organismos presentes puderam ser identificados até o nível de espécie.

4.2.3 Comunidade Bentônica

Para a avaliação da comunidade de organismos bentônicos (quantitativo e qualitativo), 6 testemunhos de 0,005 m² do sedimento foram coletados com um coletor cilíndrico do tipo “corer” em cada um dos corpos d’água avaliados. Os testemunhos do sedimento foram imediatamente condicionados em um frasco de plástico e fixados com formalina tamponada.

O material coletado foi lavado em água corrente sobre peneiras com malha de 187 µm e conservado em álcool etílico 80%. A triagem dos macroinvertebrados, especialmente insetos, foi realizada em estereoscópio, inicialmente em grandes grupos

(classes, ordens, famílias) e posteriormente até o menor nível taxonômico possível. Na maioria dos casos, como são as formas imaturas as ocorrentes, não é possível a identificação de espécies. Dentre os Insecta foi dada ênfase às ordens Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Hemiptera, Homoptera, Coleoptera, Trichoptera e Diptera. Os demais grupos foram separados em grandes agrupamentos taxonômicos, dada a impossibilidade atual de identificação.

4.3 Análises estatísticas

4.3.1 Riqueza de espécies e variáveis limnológicas

Para todas as análises a seguir foram utilizados os dados logaritimizados ($\log_{10}(x+1)$) de riqueza de espécies e de variáveis limnológicas (exceto pH) de todas as amostras dos três anos de coleta nos 38 ambientes.

Uma análise de componentes principais (PCA) associada a testes de permutações Monte Carlo (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998) foi realizada com auxílio do pacote estatístico PC-ORD 4.01 com as variáveis limnológicas, para observar gradientes ambientais entre as lagoas, assim como a relação entre elas. A PCA foi realizada a partir de uma matriz de correlação.

Para examinar a relação entre a riqueza de espécies (variável dependente) com as variáveis limnológicas (variáveis explanatórias), foi realizada uma regressão múltipla linear “stepwise”, para cada comunidade. Foi incluída para a análise de cada comunidade a riqueza das outras comunidades, estudadas nesse trabalho, como variáveis explanatórias afim de verificar a influência dos controles ascendentes e descendentes. O pacote estatístico utilizado foi o Statistica 6.0. Foi feita uma regressão linear no GraphPad Prism 4.0, para cada comunidade, entre os valores logaritimizados de riqueza de espécies e da área dos ambientes aquáticos para verificar a existência de

uma relação espécies-área. Visto que os ambientes aquáticos são tridimensionais, e que a profundidade também pode exercer uma grande influência na riqueza de espécies, regressões lineares também foram realizadas entre os valores logaritimizados de riqueza de espécies, e profundidade e volume dos ambientes estudados. Os volumes dos corpos d'água foram calculados através da fórmula proposta por POST *et al.* (2000):

$$\text{Volume} = 0,43 \times \text{área} \times \text{profundidade máxima}$$

Testes *t* pareados foram realizados no GraphPad Prism 4.0 para comparar as variáveis limnológicas, assim como a riqueza de espécies entre os períodos de chuvas e estiagem.

4.3.2 Composição de espécies e variáveis limnológicas

Uma análise de redundância (RDA) que fraciona a variação da composição de espécies foi feita para verificar o quanto da variação na composição de espécies é relacionada com fatores ambientais, espaciais e à interação entre os dois. Esses fatores espaciais refletem a importância da dispersão na estrutura das comunidades estudadas, mostrando se esta é ou não limitada pela dispersão dos organismos. A RDA é um método baseado nas análises de regressão múltipla e, quando associado ao método de fracionamento da variação da composição de espécies em fatores ambientais e preditores espaciais, envolve múltiplas variáveis respostas *Y* (várias espécies) e duas matrizes de preditores *X* (fatores ambientais) e *W* (preditores espaciais) (PERES-NETO *et al.*, 2006). Para minimizar a autocorrelação espacial na análise (evitando análises tendenciadas), filtros espaciais foram calculados, no programa SAM V.2. (RANGEL *et al.*, 2006), a partir de dados de latitude e longitude para cada ambiente aquático, sendo os cálculos baseados em autovetores (DINIZ-FILHO & BINI, 2005). Os filtros

espaciais expressam a estrutura espacial dos ambientes na região estudada. A significância das frações foi testada através de testes de permutação com 999 aleatorizações. Uma RDA parcial foi usada para testar quais variáveis limnológicas e o quanto cada uma delas influencia a estrutura da comunidade. A significância da análise foi testada através de testes de permutação com 10000 aleatorizações. Para os dois tipos de RDA, foi realizada uma análise para cada ano (chuvas e estiagem separadamente) e para cada comunidade. Foram utilizados tanto os dados de presença e ausência, quanto aqueles de abundância, sendo esses previamente transformados (transformação de Hellinger) (PERES-NETO *et al.*, 2006). As variáveis explanatórias ambientais foram logaritimizadas, e padronizadas através do desvio padrão anteriormente à análise. Foi retida apenas uma variável dentre aquelas que apresentaram alta correlação (de Pearson) entre si. Como as correlações foram diferentes para cada ano e período, não foi possível testar sempre as mesmas variáveis. As análises de RDA foram realizadas no programa VarCan V.1 para Matlab.

4.3.3 Concordância entre os comunidades

Foi utilizada uma correlação de Pearson para explorar a concordância na riqueza de espécies entre as três comunidades. Foram usados os dados de riqueza ($\log_{10}(x+1)$) referentes a todas as visitas feitas às lagoas nos períodos de chuvas (53) e de estiagem (39). O pacote estatístico utilizado nesta análise foi o Statistica 6.0.

O complemento do índice de similaridade de Jaccard (PINTO *et al.*, 2008) e o índice de Bray-Curtis (HOWARD *et al.*, 1998; LUND & RAHBK, 2002; MOORE *et al.*, 2003) foram usados como medidas de complementaridade. O primeiro índice é baseado em dados de presença e ausência, enquanto que o segundo leva em conta a abundância das espécies em cada local.

Uma matriz de complementaridade (com um valor de dissimilaridade para cada par de lagoas coletado num mesmo ano) foi criada para cada comunidade e para cada ano de coleta. Para verificar a concordância na complementaridade entre as comunidades estudadas, as matrizes de dissimilaridade foram analisadas, para cada ano (chuvas e estiagem separadamente), com um teste de Mantel com 10000 aleatorizações, no pacote estatístico R 2.6.1.

5. RESULTADOS

5.1. Variáveis limnológicas

As lagoas da Serra dos Carajás apresentaram variação nas características limnológicas estudadas, tanto entre os ambientes quanto entre os períodos de chuvas e estiagem (Tabela 2). Os ambientes aquáticos estudados na Serra dos Carajás são, em sua maioria, ambientes rasos. Além disso, das 32 lagoas rasas pesquisadas, 15 delas secaram pelo menos uma vez durante todos os anos de estudo. A média das menores distâncias entre lagoas das serras Norte e Sul foi de 1,01 km, sendo os valores mínimo e máximo 165 m e 9,06 km, respectivamente. Já a menor distância entre ambientes aquáticos entre as duas serras foi de cerca de 30 km.

A PCA gerou dois eixos significativos pelo modelo de *Broken-Stick*, que explicaram aproximadamente 55,4% da variação das variáveis limnológicas. O primeiro componente principal foi negativamente relacionado com as variáveis fósforo e nitrogênio totais, condutividade e turbidez, sendo estas altamente correlacionadas. Já o segundo componente foi positivamente correlacionado com a concentração de clorofila *a* e com a profundidade, e negativamente correlacionado com a presença de macrófitas aquáticas (fig. 8). A presença de peixes não foi incluída na análise, mas apresenta uma alta correlação positiva com a profundidade (onde uma está presente, a outra não está).

Foi observada uma separação clara entre os ambientes aquáticos rasos e fundos. Os ambientes rasos podem ser caracterizados pela presença de macrófitas aquáticas e ausência de peixes, e por maiores concentrações de nutrientes totais, condutividade e turbidez (principalmente no período de estiagem). Já nos ambientes fundos, observam-se maiores concentrações de clorofila, além da presença de peixes e ausência de macrófitas aquáticas. A presença de peixes nas lagoas da Serra dos Carajás pode estar

associada à introdução de espécies nestes ambientes, já que das poucas espécies registradas, a maioria, senão todas parecem ser frutos de introduções deliberadas, como é o caso óbvio das tilápias (Érica Caramaschi, comunicação pessoal). Além disso, é possível ainda verificar a existência de um gradiente nos ambientes rasos, daqueles com maiores concentrações de oxigênio dissolvido e menores valores de nutrientes (NT e PT), turbidez e condutividade até aqueles ambientes anóxicos e com maiores valores de nutrientes, turbidez e condutividade. Esse gradiente está relacionado aos períodos de coleta onde, durante a estiagem, as concentrações de nutrientes totais são maiores e as de oxigênio dissolvido menores. Um gradiente, principalmente na concentração de clorofila *a*, também é visto nas lagoas fundas (figs. 8 e 9).

Usando as coordenadas do primeiro e segundo componente principal, é possível observar uma diferença significativa entre os períodos de chuvas e estiagem nas variáveis relacionadas aos dois eixos (teste *t* pareado (PCA 1) = 4,4; d.f. = 38; $P < 0,0001$; teste *t* pareado (PCA 2) = 5,1; d.f. = 38; $P < 0,0001$; fig. 9), onde há um aumento nos valores dessas variáveis durante o período de estiagem (Tabela 2). Essa diferença entre os períodos de coleta nas variáveis relacionadas aos dois primeiros componentes principais é válida apenas para os ambientes rasos (teste *t* pareado (PCA 1) = 6,7; d.f. = 25; $P < 0,0001$; teste *t* pareado (PCA 2) = 7,2; d.f. = 25; $P < 0,0001$; fig. 9), já que não há relação significativa para os ambientes fundos. Observa-se também a ocorrência de uma maior diferença entre os ambientes aquáticos rasos nas variáveis limnológicas no período de estiagem (fig. 9). Apesar de o segundo componente principal estar relacionado à presença de macrófitas, esta variável não apresentou diferenças entre os dois períodos de coleta, já que, em geral, as lagoas que apresentam macrófitas aquáticas estão sempre colonizadas por estas.

Tabela 2: Média, desvio padrão (DP), e valores mínimo (mín) e máximo (máx) das variáveis limnológicas, riqueza de espécies dos organismos fitoplancctônicos, zooplancctônicos e macroinvertebrados bentônicos das lagoas da Serra dos Carajás nos períodos de chuvas (53) e estiagem (39).

Variáveis	Chuvas				Estiagem			
	média	DP	mín	Máx	média	DP	mín	máx
Área (ha)	8,09	8,50	0,13	29,60	9,73	9,11	0,13	29,60
Profundidade (m)	2,27	3,88	0,10	16,00	2,04	3,58	0,10	15,50
Secchi (m)	0,96	1,02	0,10	4,60	0,79	1,03	0	4,90
Temperatura da água (°C)	26,20	1,75	22,90	31,40	27,4	3,50	22,50	38,0
Condutividade elétrica (µS/cm ²)	9,39	3,97	5,4	31,6	21,20	19,51	5,0	104,0
Turbidez (UTN)	2,71	3,73	0,14	20,30	6,32	11,91	0,11	74,20
Alcalinidade (uEq/L)	8,51	30,51	0	190,40	24,30	49,20	0	217,0
pH	4,89	0,48	3,26	5,87	5,21	0,59	4,27	6,48
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	4,08	4,86	0	28,20	17,75	36,44	0	195,0
Nitrogênio total (mg/L)	0,69	0,28	0,10	1,48	0,97	0,50	0,02	2,04
Fósforo total (µg/L)	43,80	39,89	1,55	160,27	73,90	107,3	10,40	623,0
Oxigênio dissolvido (%)	59,46	30,91	2,50	108,3	69,80	34,90	0,60	161,0
Riqueza de fitoplâncton	18,50	6,51	6,0	39,0	21,50	8,82	1,0	51,0
Riqueza de zooplâncton	25,6	14,58	3,0	66,0	18,60	10,30	2,0	44,0
Riqueza de bentos	10,3	7,53	0	26,0	12,90	11,95	0	72,0

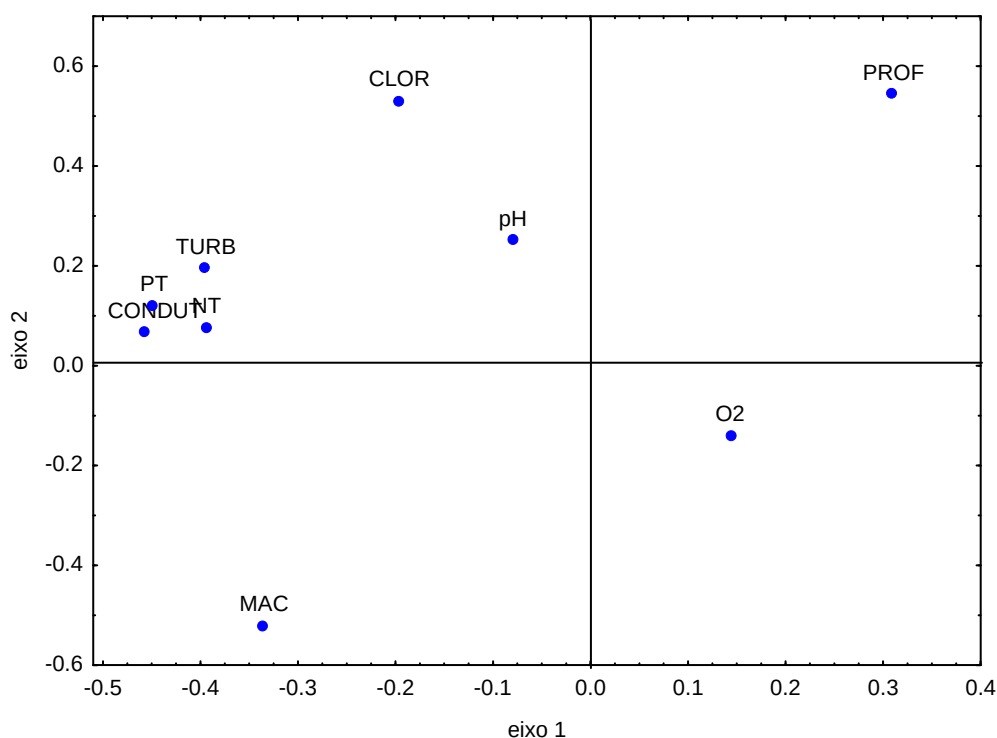


Figura 8: Ordenação da análise de componentes principais das variáveis limnológicas.

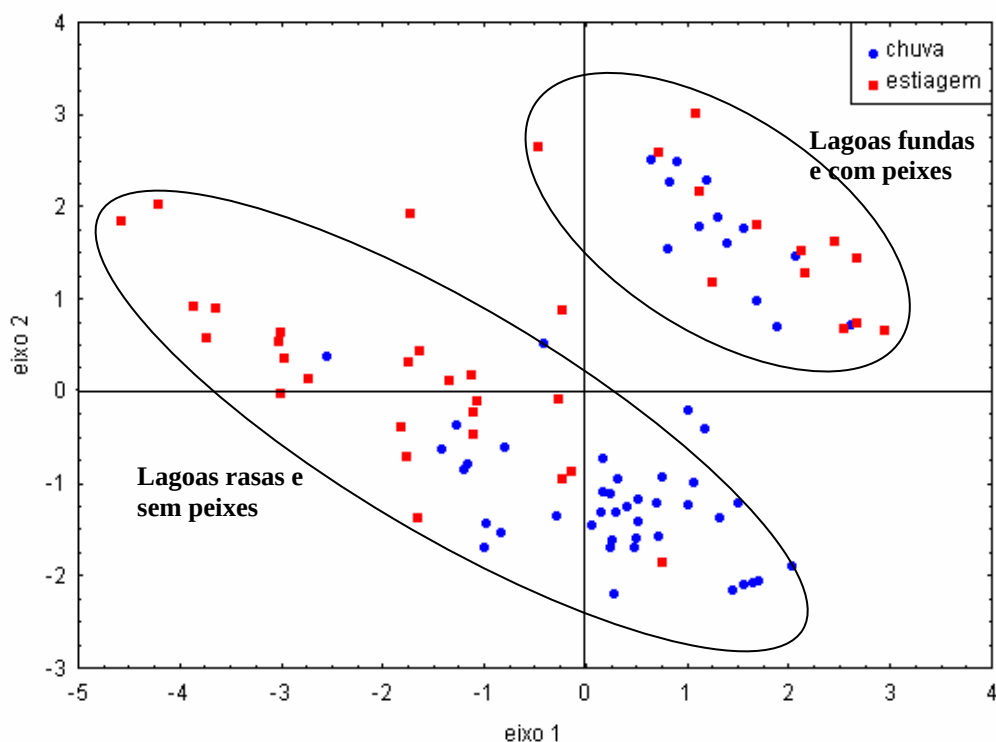


Figura 9: Ordenação da análise de componentes principais dos ambientes aquáticos nos períodos de chuvas e estiagem. Os grupos circulados indicam agrupamento de lagoas rasas e sem peixes e de lagoas profundas e com peixes.

5.2. Riqueza de espécies e variáveis limnológicas

No período de 2004 a 2006, foram encontradas 541 espécies fitoplanctônicas, 215 zooplanctônicas e 238 bentônicas nas lagoas da Serra dos Carajás. A riqueza de cada grupo de organismos encontrada em cada ambiente foi variada: 1-51 para o fitoplâncton, 2-66 para o zooplâncton e 0-72 para os macroinvertebrados bentônicos (tabela 2).

Os resultados da regressão múltipla linear “stepwise” mostraram que nenhuma das variáveis mensuradas nesse estudo explicaram a riqueza do fitoplâncton nos ambientes da Serra dos Carajás ($F_{1,90} = 1,94$; $P = 0,17$), já que a única variável selecionada pelo modelo não obteve relação significativa (tabela 3). As variáveis presença de macrófitas e pH foram responsáveis por 31,2% da variação da riqueza de espécies zooplanctônicas ($F_{2,89} = 21,6$; $P < 0,000001$). A presença de macrófitas

aquáticas foi significativa e positivamente relacionada com a riqueza de espécies, enquanto que o pH apresentou relação negativa (tabela 3). O oxigênio dissolvido, a presença de peixes e a concentração de PT foram responsáveis por 12,6% da variação na riqueza de espécies de macroinvertebrados bentônicos ($F_{3,88} = 5,4$; $P < 0,001$), havendo relação significativa apenas com os dois primeiros. A riqueza de espécies bentônicas foi relacionada positivamente com o oxigênio dissolvido e negativamente com a presença de peixes (tabela 3). O período de coleta (chuvas e estiagem) e o grau de isolamento não tiveram influência na riqueza de espécies de nenhuma das comunidades estudadas, já que estas variáveis não foram selecionadas nos modelos da análise de regressão múltipla linear. A relação espécies-área não foi significativa para as três comunidades estudadas. Também não foram significativas as relações entre riqueza de espécies e profundidade dos ambientes, e riqueza de espécies e volume dos ambientes.

Tabela 3: Resultado das análises de regressão múltipla linear “stepwise” entre as riquezas de fitoplâncton, zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos (variáveis dependentes) e as variáveis ambientais (variáveis explanatórias) dos ambientes aquáticos da Serra dos Carajás nos períodos de chuvas e estiagem (92).

Variável dependente	Variáveis explanatórias	<i>T</i>	<i>P</i>
Fitoplâncton	Oxigênio dissolvido	1,40	0,17
	pH	-3,92	0,0001
Zooplâncton	Presença de macrófitas	4,94	0,000001
	Oxigênio dissolvido	2,18	0,03
Bentos	Presença de peixes	-2,78	0,006
	Fósforo total	-1,50	0,14

5.3. Composição de espécies e variáveis limnológicas

As classes mais abundantes e com o maior número de espécies e maior ocorrência no fitoplâncton, em ambos os períodos de coleta foram, Cyanophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae. No zooplâncton, as famílias mais ricas e frequentes,

nos períodos de chuvas e estiagem foram Lecanidae, Chydoridae e Cyclopidae, enquanto que as mais abundantes foram Synchaetidae, Flosculariidae e Trichocercidae nas chuvas, e Synchaetidae e Trichocercidae na estiagem. As famílias mais abundantes foram caracterizadas pela dominância de apenas uma espécie em alguns ambientes. As ordens de macroinvertebrados bentônicos mais ricas e abundantes em ambos os períodos foram Diptera, Coleoptera e Hemiptera, porém as duas primeiras foram as que mais ocorreram nos ambientes aquáticos e nos diferentes anos. As espécies que ocorreram apenas uma vez a cada ano e período de coleta foram responsáveis por, em média, 65 % de todas as espécies fitoplanctônicas, 40% de todas as espécies zooplanctônicas e 50% de todas as espécies de macroinvertebrados bentônicos.

Os ambientes aquáticos da Serra dos Carajás mostraram-se bastante dissimilares (1-Jaccard e Bray-Curtis) em relação à composição das comunidades estudadas, tanto nos três anos de coleta quanto nos períodos de chuvas e estiagem (tabela 4). O fitoplâncton apresentou as maiores médias nos índices de dissimilaridade (1-Jaccard) (0,90-0,97), seguido dos macroinvertebrados bentônicos (0,78-0,95) e do zooplâncton (0,75-0,88) (Tabela 4). Os macroinvertebrados bentônicos apresentaram as maiores médias nos índices de Bray-Curtis nas chuvas e na estiagem (0,94 e 0,96), seguidos do fitoplâncton (0,87 e 0,91) e do zooplâncton (0,87 e 0,89) (Tabela 4). Sendo assim, pares de ambientes diferem em média, em 93% das espécies fitoplanctônicas, em 80% das zooplanctônicas e em 85% das bentônicas, sendo, portanto ambientes altamente complementares.

Tabela 4: Médias, desvios padrões (DP), e valores mínimos e máximos dos índices de dissimilaridades (complemento do índice de Jaccard e índice de Bray-Curtis) entre pares de ambientes aquáticos da Serra dos Carajás para os organismos fitoplanctônicos, zooplanctônicos e bentônicos nos três anos de coleta e nos períodos de chuvas e estiagem.

	1 – Jaccard						Bray-Curtis	
	2004		2005		2006		2006	
	média±DV	mín-máx	média±DV	mín-máx	média±DV	mín-máx	média±DV	mín-máx
Chuvas								
Fitoplâncton	0,90±0,07	0,64-0,97	0,95±0,05	0,76-1,00	0,97±0,03	0,88-1,00	0,87±0,17	0,38-1,00
Zooplâncton	0,81±0,09	0,50-0,97	0,80±0,12	0,33-1,00	0,75±0,12	0,45-0,95	0,87±0,16	0,24-1,00
Bentos	0,78±0,17	0,35-1,00	0,86±0,12	0,40-1,00	0,93±0,08	0,57-1,00	0,94±0,07	0,66-1,00
Estiagem								
Fitoplâncton	0,90±0,07	0,72-1,00	0,95±0,04	0,77-1,00	0,96±0,03	0,88-1,00	0,91±0,14	0,31-1,00
Zooplâncton	0,88±0,09	0,63-1,00	0,84±0,11	0,51-1,00	0,80±0,08	0,54-0,97	0,89±0,18	0,17-1,00
Bentos	0,79±0,12	0,52-1,00	0,86±0,13	0,40-1,00	0,95±0,07	0,72-1,00	0,96±0,06	0,81-1,00

As contribuições relativas dos preditores ambientais e espaciais foram variadas, tanto entre os anos e períodos de coleta, quanto entre as três comunidades (tabelas 6, 7, e 8). Para o fitoplâncton, a variação na composição de espécies não foi explicada nem pelas variáveis ambientais mensuradas, nem pelos preditores espaciais (Tabela 5). Para o zooplâncton, os efeitos dos preditores espaciais na variação da composição de espécies em todos os anos e períodos foram não significativos. Apesar de nem todos os efeitos ambientais terem sido significativos, houve uma tendência destes terem mais influência na composição de espécies (de 6,6 a 33,3%) que o espaço. Por outro lado, nem o ambiente nem o espaço foram responsáveis pela estrutura das comunidades zooplanctônicas (dados de abundância) (Tabela 6). Para os macroinvertebrados bentônicos, os efeitos dos preditores espaciais foram todos não significativos, enquanto que em apenas dois períodos de coleta, (chuvas de 2004 e 2005), os preditores ambientais foram significativos (Tabela 7). Sendo assim, observa-se que a composição de espécies parece não ser determinada nem pelo espaço e nem pelo ambiente, entretanto o ambiente ainda parece ser mais importante que o espaço. De forma geral, de acordo com os elevados valores de variação não explicada (tabelas 6, 7 e 8), é possível constatar que a variação da composição de espécies fitoplanctônicas,

zooplanctônicas e bentônicas parece ser muito mais afetada por fatores outros que o espaço e as variáveis ambientais mensuradas nesse estudo. A ausência de influência dos preditores espaciais na composição ou estrutura das comunidades sugere que estas não são limitadas pela dispersão de indivíduos, ou seja, que a dispersão de indivíduos pode ocorrer entre todos os ambientes aquáticos da Serra dos Carajás.

Tabela 5: Resultados das RDAs que determinam a contribuição relativa (R^2 ajustado) e significância associada (P) do espaço, do ambiente e da variação compartilhada entre o espaço e o ambiente na variação da composição de espécies do fitoplâncton (dados de presença e ausência e abundância) nos três anos de coleta e os períodos de chuvas e estiagem.

Período de amostragem e efeitos	Fitoplâncton							
	Presença-ausência						Abundância	
	2004		2005		2006		2006	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Chuvas								
Ambiente	-0,041	0,78	0,019	0,12	-0,043	0,67	0,064	0,32
Espaço	0,056	0,10	0,008	0,23	-0,002	0,50	0,028	0,41
Ambiente+Espaço	-0,023		0,003		0,021		0,028	
Resíduo	1,000		0,968		1,000		0,890	
Estiagem								
Ambiente	0,070	0,12	0,013	0,23	0,021	0,34	-0,018	0,60
Espaço	-0,009	0,64	0,016	0,14	-0,019	0,77	-0,024	0,70
Ambiente+Espaço	0,022		-0,005		0,014		0,027	
Resíduo	0,916		0,974		0,983		1,000	

Tabela 6: Resultados das RDAs que determinam a contribuição relativa (R^2 ajustado¹) e significância associada (P) do espaço, do ambiente e da variação compartilhada entre o espaço e o ambiente na variação da composição de espécies do zooplâncton (dados de presença e ausência e abundância) nos três anos de coleta e nos períodos de chuvas e estiagem.

Período de amostragem e efeitos	Zooplâncton							
	Presença-ausência						Abundância	
	2004		2005		2006		2006	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Chuvas								
Ambiente	0,159	0,04	0,129	0,001	0,298	0,06	0,166	0,27
Espaço	-0,000	0,47	0,008	0,20	-0,029	0,62	0,084	0,25
Ambiente+Espaço	-0,015		-0,011		0,014		-0,091	
Resíduo	0,856		0,873		0,715		0,840	
Estiagem								
Ambiente	-0,017	0,56	0,066	0,050	0,333	0,001	0,109	0,15
Espaço	0,022	0,34	0,019	0,14	0,038	0,15	-0,034	0,68
Ambiente+Espaço	0,019		-0,006		-0,056		0,031	
Resíduo	0,975		0,920		0,684		0,893	

Tabela 7: Resultados das RDAs que determinam a contribuição relativa (R^2 ajustado¹) e significância associada (P) do espaço, do ambiente e da variação compartilhada entre o espaço e o ambiente na variação da composição de espécies dos macroinvertebrados bentônicos (dados de presença e ausência e abundância) nos três anos de coleta e nos períodos de chuvas e estiagem.

Período de amostragem e efeitos	Macroinvertebrados bentônicos							
	Presença-ausência						Abundância	
	2004		2005		2006		2006	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Chuvas								
Ambiente	0,307	0,003	0,126	0,002	0,081	0,33	0,141	0,06
Espaço	-0,001	0,40	0,001	0,38	0,032	0,37	0,021	0,30
Ambiente+Espaço	-0,008		-0,007		-0,001		-0,016	
Resíduo	0,701		0,880		0,884		0,854	
Estiagem								
Ambiente	-0,020	0,60	0,031	0,21	0,034	0,44	0,136	0,09
Espaço	-0,013	0,57	0,013	0,30	0,128	0,19	-0,002	0,50
Ambiente+Espaço	0,023		0,019		-0,124		-0,004	
Resíduo	1,00		0,935		0,962		0,871	

Apesar da influência do ambiente como um todo na variação da composição de espécies não ter sido significativa para as comunidades em diferentes períodos, foi realizada uma RDA parcial, para as três comunidades em todos os períodos de coleta, para observar que variáveis limnológicas são mais importantes em estruturar as comunidades, mesmo que a influência seja pequena. Para o fitoplâncton, nenhuma das variáveis limnológicas mensuradas parece ter tido influência na variação da composição de espécies, a não ser pela presença de macrófitas que foi responsável por 5,3%, no período de estiagem de 2004 (Tabela 8). Para o zooplâncton, a presença de macrófitas parece ter sido, de forma geral, a maior influência na composição de espécies (de 7,1 % a 11,8% ajustados) nos dois períodos de coleta (Tabela 9). Além disso, o pH e o oxigênio dissolvido também foram responsáveis por 8,8% e por 12,9%, respectivamente, da variação na composição de espécies (presença e ausência) no período de estiagem de 2006 (Tabela 9). Para os macroinvertebrados bentônicos, os resultados foram variados, mas de forma geral, a presença de peixes parece ter sido o maior responsável pela variação na composição de espécies (de 6,9 a 12,1% ajustados), seguido do pH (5,1% e 8,2 % ajustados) e do oxigênio dissolvido, que apesar de ter influenciado a composição de espécies apenas no período de chuvas de 2004, foi responsável por 19,9% da variação (Tabela 10).

Tabela 8: Resultados das RDAs que determinam a contribuição relativa (R^2 ajustado) e significância associada (P) de cada variável ambiental na variação da composição de espécies do fitoplâncton (dados de presença e ausência e abundância) nos três anos de coleta e nos períodos de chuvas e estiagem.

Período de amostragem e variáveis explanatórias	Fitoplâncton							
	Presença-ausência						Abundância	
	2004		2005		2006		2006	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Chuvas								
Condutividade	0,021	0,85			0,089	0,99		
Turbidez			0,007	0,80	0,005	0,56	0,044	0,19
pH	0,024	0,88	0,003	0,32	0,110	0,99	0,000	0,44
Nitrogênio total	0,000	0,47	0,005	0,21	0,088	0,99	0,010	0,49
Fósforo total	0,032	0,93			0,078	0,99	0,006	0,39
Presença de macrófitas	0,031	0,95	0,011	0,07	0,122	0,99	0,033	0,23
Estiagem								
pH	0,032	0,09	0,005	0,30	0,006	0,38	0,017	0,66
Nitrogênio total	0,052	0,05					0,022	0,71
Fósforo total					0,006	0,40	0,025	0,25
Presença de macrófitas	0,053	0,03	0,007	0,19	0,015	0,23	0,017	0,66

Tabela 9: Resultados das RDAs que determinam a contribuição relativa (R^2 ajustado¹) e significância associada (P) de cada variável ambiental na variação da composição de espécies do zooplâncton (dados de presença e ausência e abundância) nos três anos de coleta e nos períodos de chuvas e estiagem.

Período de amostragem e variáveis explanatórias	Zooplâncton							
	Presença-ausência						Abundância	
	2004		2005		2006		2006	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Chuvas								
Condutividade	0,009	0,34			0,063	0,20		
Turbidez			0,004	0,26	0,018	0,38	0,054	0,71
pH	0,014	0,66	0,018	0,06	0,046	0,27	0,071	0,79
Clorofila <i>a</i>	0,023	0,19			0,001	0,46	0,078	0,82
Nitrogênio total	0,001	0,47	0,000	0,44	0,085	0,16	0,007	0,48
Fósforo total	0,031	0,18			0,032	0,68	0,087	0,88
Oxigênio dissolvido	0,050	0,06	0,017	0,05	0,022	0,35	0,071	0,79
Presença de macrófitas	0,071	0,02	0,071	<0,001	0,097	0,13	0,037	0,31
Estiagem								
pH	0,065	0,07	0,009	0,26	0,088	0,02	0,063	0,06
Clorofila <i>a</i>	0,032	0,69	0,008	0,63	0,049	0,08	0,004	0,42
Nitrogênio total	0,058	0,80						
Fósforo total								
Oxigênio dissolvido	0,070	0,06	0,018	0,85	0,129	<0,001	0,057	0,08
Presença de macrófitas	0,003	0,44	0,056	0,01	0,110	0,003	0,118	0,004

Tabela 10: Resultados das RDAs que determinam a contribuição relativa (R^2 ajustado) e significância associada (P) de cada variável ambiental na variação da composição de espécies dos macroinvertebrados bentônicos (dados de presença e ausência e abundância) nos três anos de coleta e nos períodos de chuvas e estiagem.

Período de amostragem e variáveis explanatórias	Macroinvertebrados bentônicos							
	Presença-ausência						Abundância	
	2004		2005		2006		2006	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Chuvas								
Condutividade	0,001	0,37			0,001	0,47		
Turbidez			0,001	0,42	0,069	0,69	0,041	0,20
pH	0,001	0,40	0,051	0,02	0,051	0,69	0,034	0,74
Clorofila <i>a</i>	0,024	0,20					0,037	0,78
Nitrogênio total	0,001	0,41	0,011	0,77	0,065	0,28	0,025	0,28
Fósforo total	0,079	0,05			0,032	0,64	0,061	0,92
Oxigênio dissolvido	0,199	0,004	0,023	0,08	0,105	0,89	0,082	0,55
Presença de macrófitas	0,038	0,15	0,069	0,006	0,074	0,75	0,084	0,06
Estiagem								
pH	0,043	0,17	0,025	0,11	0,088	0,72	0,082	0,04
Clorofila <i>a</i>	0,009	0,57	0,013	0,23			0,010	0,37
Nitrogênio total	0,045	0,88						
Fósforo total					0,053	0,49	0,056	0,11
Oxigênio dissolvido	0,028	0,25	0,005	0,35	0,128	0,98	0,027	0,73
Presença de macrófitas	0,084	0,04	0,030	0,06	0,119	0,13	0,121	0,01

5.4. Concordância entre as comunidades

Nenhum dos grupos estudados apresentou correlação significativa entre suas riquezas de espécies nos dois períodos de amostragem (Tabela 11). As complementaridades obtidas através dos dados de presença e ausência mostraram correlações significativas apenas entre o zooplâncton e os macroinvertebrados bentônicos no período de chuvas de 2004, entre o fitoplâncton e o zooplâncton no período de estiagem de 2004, e entre o fitoplâncton e os macroinvertebrados bentônicos no período de chuvas de 2005 (Tabela 12). As dissimilaridades obtidas através dos dados de abundância apresentaram correlação significativa entre o fitoplâncton e o zooplâncton no período de chuvas, e entre o zooplâncton e os macroinvertebrados

bentônicos nos dois períodos (Tabela 12). Todas as correlações significativas (para os dois índices de dissimilaridade) foram baixas ($<0,50$) (tabelas 13).

Tabela 11: Correlações de Pearson (r) e significâncias associadas (P) entre as riquezas do fitoplâncton, do zooplâncton e dos macroinvertebrados bentônicos nos períodos de chuvas e estiagem.

Período de amostragem e comparação entre comunidades	Correlação de Pearson	
	r	P
Chuvas		
fitoplâncton vs. zooplâncton	0,012	0,425
fitoplâncton vs. bentos	0,000	0,843
zooplâncton vs. bentos	0,019	0,316
Estiagem		
fitoplâncton vs. zooplâncton	0,000	0,871
fitoplâncton vs. bentos	0,000	0,890
zooplâncton vs. bentos	0,008	0,571

Tabela 12: Correlações de Mantel (r) e significâncias associadas (P) entre as complementaridades (1-Jaccard e Bray-Curtis) do fitoplâncton, do zooplâncton e dos macroinvertebrados bentônicos nos três anos de coleta e nos períodos de chuvas e estiagem.

Período de amostragem e comparação entre comunidades	1-Jaccard						Bray-Curtis	
	2004		2005		2006		2006	
	r	P	r	P	r	P	r	P
Chuvas								
fitoplâncton vs. Zooplâncton	0,139	0,092	0,084	0,152	0,140	0,194	0,351	0,025
fitoplâncton vs. Bentos	0,058	0,271	0,131	0,022	0,076	0,274	-0,102	0,746
zooplâncton vs. Bentos	0,272	0,015	0,078	0,337	0,144	0,166	0,447	0,007
Estiagem								
fitoplâncton vs. Zooplâncton	0,351	0,011	0,094	0,231	0,111	0,231	-0,122	0,796
fitoplâncton vs. Bentos	0,188	0,209	0,087	0,192	0,072	0,331	-0,240	0,880
zooplâncton vs. Bentos	0,078	0,355	0,042	0,317	0,134	0,218	0,260	0,051

6. DISCUSSÃO

6.1. Variáveis limnológicas

As características limnológicas estudadas dos 38 ambientes aquáticos da Serra dos Carajás revelaram uma clara separação entre os ambientes rasos e fundos. Os ambientes rasos foram caracterizados pela presença de macrófitas aquáticas, ausência de peixes, por maiores concentrações de nutrientes totais e por maiores valores de condutividade elétrica e turbidez da água. Nos ambientes fundos foram observadas maiores concentrações de clorofila *a*, e o inverso em relação a macrófitas aquáticas e peixes. A ausência de peixes nas lagoas rasas da Serra dos Carajás pode estar relacionada ao alto grau de isolamento e à dessecação delas durante o período de estiagem. Em geral, peixes são escassos em ambientes lênticos rasos, pois apresentam alto risco de extinção (e.g. dessecação e pequeno tamanho populacional), assim como menor chance de recolonização, devido à ausência de conexões entre as poças, que dificulta a dispersão desses organismos (TONN & MAGNUSON, 1982; MITTELBACH *et al.*, 1995; HERSHEY *et al.*, 1999; BRENDONCK *et al.*, 2002). SØNDERGAARD *et al.* (2005) em um estudo realizado em 796 lagos e poças da Dinamarca, observaram uma relação positiva entre profundidade e riqueza de peixes, além da ausência de peixes em poças menores que 0,1 ha. Pelo fato das espécies de peixes encontradas nas lagoas fundas da Serra dos Carajás terem sido muito provavelmente introduzidas (Érica Caramaschi, comunicação pessoal), não há como saber se já havia ou não peixes anteriormente à introdução, e se esses também foram introduzidos nas lagoas rasas. Entretanto, como foi citado acima, a probabilidade de uma espécie de peixe (nativa ou exótica) conseguir sobreviver em ambientes temporários e sem conexão com outros ambientes aquáticos é muito pequena.

A maior densidade de macrófitas em lagoas rasas em comparação com os ambientes mais profundos deve estar relacionada à menor profundidade, que permite a penetração de luz até o sedimento. Além disso, em baixas profundidades as macrófitas aquáticas conseguem atingir mais facilmente a superfície da água onde há um menor efeito do sombreamento pelo fitoplâncton e material em suspensão (SCHEFFER, 1998). Esse resultado está de acordo com outros estudos que mostram que há uma relação negativa entre cobertura de macrófitas aquáticas e profundidade (TESSIER & WOODRUFF, 2002; VAN GEEST *et al.*, 2003; SØNDERGAARD *et al.*, 2005). As lagoas rasas também apresentaram uma maior concentração de nutrientes totais que as fundas, sendo explicada possivelmente pela maior interação entre sedimento e coluna d'água nos ambientes mais rasos. A interação entre compartimentos pelágico e bentônico é maior em ambientes aquáticos rasos porque estes apresentam uma alta relação entre superfície do sedimento e coluna d'água, o que resulta em uma reciclagem mais rápida dos nutrientes (SØNDERGAARD *et al.*, 2003). Além disso, a presença de uma densa vegetação aquática nos ambientes rasos e temporários também pode ser responsável pela maior concentração de nutrientes, já que a mortalidade e decomposição dessas macrófitas, principalmente no período de estiagem, pode aumentar a reciclagem e liberação de nutrientes para a coluna d'água. A maior turbidez em ambientes rasos também pode estar associada a uma maior interação do sedimento com a água, onde a menor profundidade permite que haja uma maior ressuspensão daquele. Esta é ainda facilitada pela dominância de argila e silte na composição mineral do sedimento que, por serem partículas extremamente pequenas, são facilmente ressuspensas.

Apesar da maior concentração de nutrientes ter sido encontrada em ambientes rasos, a concentração de clorofila *a* não apresentou o mesmo resultado. As macrófitas aquáticas além de sombrearem o ambiente, também podem, junto com o perifiton

associado, competir por nutrientes e luz com o fitoplâncton, diminuindo assim a sua biomassa em relação aos ambientes mais fundos.

A sazonalidade é um fator importante para as lagoas rasas da Serra dos Carajás, já que ambientes rasos, devido a uma alta relação área-volume, são mais afetados por fatores extrínsecos (e.g. estação do ano ou clima) do que aqueles mais profundos (RETTIG *et al.*, 2006). Sendo assim, os ambientes rasos, ao contrário dos fundos, sofrem uma severa diminuição na profundidade durante o período de estiagem, o que provoca importantes mudanças em suas variáveis limnológicas, principalmente nas concentrações de nutrientes totais, de clorofila *a*, e na turbidez da água.

6.2. Riqueza de espécies e variáveis limnológicas

A riqueza de espécies das três comunidades mostrou diferentes respostas às variáveis ambientais mensuradas nesse estudo. A riqueza de espécies fitoplanctônicas não foi explicada por nenhuma das variáveis limnológicas. Isto é surpreendente já que algumas dessas variáveis, como por exemplo, área, PT e transparência da água são reconhecidas como importantes fatores que afetam a riqueza desse grupo (DECLERCK *et al.*, 2005; KARATAYEV *et al.*, 2005; LONGMUIR *et al.*, 2007). É provável que o número de espécies fitoplanctônicas esteja respondendo a outras variáveis que não foram incluídas nesse trabalho.

A riqueza do zooplâncton diminuiu com o pH, o que está de acordo com diversos estudos que mostram que essa variável limita a distribuição do zooplâncton (ALLEN *et al.*, 1999; SHURIN *et al.*, 2000; KURBATOVA, 2005). A cobertura de macrófitas aquáticas também foi responsável por parte da variação na riqueza de espécies zooplanctônicas, apresentando uma relação positiva com esta. Muitos estudos corroboram essa relação (PENNAK, 1966; PATERSON, 1993; DUGGAN *et al.*, 1998;

DECLERCK *et al.*, 2005; SØNDERGAARD *et al.*, 2005), evidenciando o papel fundamental das macrófitas aquáticas no aumento da biodiversidade de microinvertebrados. Elas, além de serem responsáveis pela adição de heterogeneidade estrutural e de nichos ecológicos ao ambiente aquático, ainda fornecem uma enorme gama de recursos alimentares e de refúgios contra predadores.

A riqueza de macroinvertebrados bentônicos esteve associada positivamente com o oxigênio dissolvido, e negativamente com a presença de peixes. A concentração de oxigênio próximo ao sedimento é um fator que tem grande influência no estabelecimento e na sobrevivência de muitas espécies bentônicas (WILHM & MCCLINTOCK, 1978). Muitas das lagoas da Serra dos Carajás apresentaram anoxia na interface água - sedimento, situação que pode estar relacionada tanto às maiores profundidades de alguns ambientes aquáticos (e.g. estratificação, decomposição, menores temperaturas, luminosidade), quanto às altas taxas de decomposição de macrófitas em alguns ambientes rasos, limitando assim a ocorrência de muitas espécies bentônicas nesses dois tipos de ambientes.

Uma alta pressão de predação por peixes pode atuar negativamente na riqueza através da extinção local de várias espécies (PAINE & VADAS, 1969; NØST & LANGELAND, 1994; SPILLER & SCHOENER, 1998). Estudos mostram que muitos macroinvertebrados, como os coleópteros (principalmente as larvas), por exemplo, apresentam alta vulnerabilidade à predação por peixes (WEIR, 1972). Nos corpos d'água da Serra dos Carajás, a presença de espécies introduzidas como as tilápias (i.e. *Tilapia rendalli*) podem talvez exercer uma pressão de predação nos organismos bentônicos (e nos zooplanctônicos), já que apesar de serem preferencialmente planctívoras, podem se alimentar tanto na coluna d'água quanto no sedimento (Érica Caramaschi, comunicação pessoal).

A cobertura vegetal apresentou uma alta relação negativa com a presença de peixes, sendo, portanto possível a influência das duas variáveis nos padrões de riqueza do zooplâncton e dos macroinvertebrados bentônicos. Assim como para os organismos bentônicos, a presença de peixes também pode levar a uma diminuição da riqueza do zooplâncton. Além disso, nos ambientes mais profundos (onde os peixes estavam presentes), era bastante comum a presença de larvas de caoborídeos que também podem exercer uma grande pressão de predação no zooplâncton (HOBBAEK *et al.*, 2002). Da mesma forma, a riqueza dos macroinvertebrados bentônicos também pode ser positivamente influenciada pela maior heterogeneidade de microhabitats e de recursos alimentares fornecidos pelas macrófitas aquáticas. Sendo assim, os efeitos antagônicos e interativos da presença de macrófitas e da pressão de predação por peixes devem ser os grandes responsáveis pelas diferenças nos padrões de riqueza do zooplâncton e dos macroinvertebrados bentônicos entre lagoas rasas e profundas da Serra dos Carajás.

Por outro lado, é possível que a presença de uma densa vegetação aquática tenha uma maior contribuição nesses padrões de riqueza do que a predação por peixes. Ambientes rasos (onde os peixes estão ausentes) suportam uma grande diversidade de predadores, (e.g. girinos, notonectídeos, larvas de insetos, etc.) que podem ser importantes reguladores da estrutura das comunidades desses ambientes (BLAUSTEIN, 1990; SPENCER *et al.*, 1999; BRENDONCK *et al.*, 2002). BLAUSTEIN (1997) observou uma menor taxa de eclosão de ovos de resistência de zooplâncton na presença de anfíbios. Além disso, a presença de peixes também pode aumentar a coexistência entre as espécies, através, por exemplo, da predação de espécies dominantes e competitivamente superiores (PAINE, 1966). SHURIN (2001) concluiu que a predação por peixes mais facilitou a invasão de novas espécies de zooplâncton, do que excluiu, quando as comunidades não eram limitadas por dispersão, como é o caso desse estudo

(i.e. ausência de limitação por dispersão). Sendo assim, a presença de predadores (vertebrados e invertebrados) talvez tenha uma maior influência na composição de espécies e nas classes de tamanho (BROOKS & DODSON, 1965), do que no número de espécies.

A maior heterogeneidade espacial e a ausência de predadores vertebrados nas lagoas rasas foram mais importantes no aumento da riqueza de espécies zooplanctônicas e de macroinvertebrados bentônicos do que a área *per se*, visto que muitos desses ambientes apresentam áreas relativamente pequenas e riquezas de espécies zooplanctônicas e bentônicas superiores em relação àquelas encontradas nos corpos d'água maiores onde as macrófitas aquáticas estão ausentes e os peixes presentes. Esse resultado vai ao encontro da hipótese dos *efeitos de segunda-ordem sobre a biodiversidade* formulada por SCHEFFER *et al.* (2006), que propõe que a ausência de predação e de competição por parte dos peixes, e um aumento na estrutura de habitat e na concentração de alimento associados à presença de macrófitas explica porque a riqueza de invertebrados aquáticos (i.e. zooplâncton e macroinvertebrados) é alta, independente do pequeno tamanho do ambiente aquático.

Por outro lado, isso não quer dizer que os efeitos negativos de uma pequena área na riqueza de espécies deixem de agir (i.e. quanto menor a área menor o número de espécies). Porém, os efeitos indiretos das interações ecológicas e a alta taxa de dispersão de muitos invertebrados aquáticos (SHURIN, 2000; BILTON *et al.*, 2001; DE MEESTER *et al.*, 2002), compensam o menor tamanho e fortemente determinam os padrões de diversidade para muitos grupos de organismos habitantes de pequenos lagos rasos isolados (SCHEFFER *et al.*, 2006).

É importante ressaltar que, nesse estudo, a área pode não ter apresentado influência na riqueza de espécies devido à pequena amplitude de variação das áreas dos

ambientes aquáticos na Serra dos Carajás. HOFFMANN & DODSON (2005) encontraram uma relação espécies-área positiva para o zooplâncton em um estudo onde as áreas dos lagos variaram de 0,2 a 67400 ha. Já outros estudos onde a variação das áreas dos ambientes aquáticos foi pequena, encontraram a existência de uma relação espécies-área muito fraca para as comunidades planctônicas e bentônicas, ou a inexistência dela (OERTLI *et al.*, 2002; DECLERCK *et al.*, 2005; SØNDERGAARD *et al.*, 2005) Sendo assim, a relação espécies-área vai ser altamente dependente da escala estudada.

6.3. Composição de espécies e variáveis limnológicas

Os resultados desse estudo mostraram que a estrutura espacial dos ambientes aquáticos da Serra dos Carajás não contribuiu para a variação na composição ou na estrutura das comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e bentônicas, o que parece indicar que a dispersão de espécies ocorre entre todos os ambientes, para os três grupos. A distância entre os ambientes aquáticos pode não ter sido suficiente para criar barreiras de dispersão para esses grupos em questão, mesmo a maioria das espécies destes grupos apresentando dispersão passiva e os ambientes aquáticos não tendo conexão entre eles. BEISNER *et al.* (2006) sugerem que as espécies do zooplâncton dispersam igualmente bem, tanto em ambientes conectados quanto entre aqueles isolados por uma matriz inóspita para organismos aquáticos. VANSCHOENWINKEL *et al.* (2008) verificaram que a dispersão de ovos de resistência de invertebrados aquáticos através do vento é bem mais freqüente do que se achava, e que pode contribuir para uma rápida (re)colonização dos ambientes e para a estruturação das comunidades.

O grau de isolamento de um ambiente aquático é diferente para cada grupo de organismos e vai depender, portanto, de suas habilidades de dispersão, que podem estar

relacionadas a características como tamanho do corpo e estratégias de vida. O fitoplâncton, o zooplâncton e os macroinvertebrados bentônicos ainda possuem, além de seus pequenos tamanhos de corpo, uma série de características que fazem deles ótimos dispersores capazes de, em geral, atravessarem longas distâncias (SHURIN *et al.*, 2000; DE MEESTER *et al.*, 2002; FINLAY, 2002). Os organismos fitoplanctônicos e zooplanctônicos produzem estágios de dormência (e.g. cistos ou ovos de resistência) resistentes à dessecação, que facilitam a dispersão (ainda mais quando não há conexão entre os corpos d'água). A dispersão dessas formas resistentes pode ser realizada passivamente através da água, do vento, do transporte por animais (e.g. pássaros, mamíferos, insetos) e por humanos (MAGUIRE, 1963; KRISTIANSEN, 1996; BILTON *et al.*, 2001; HAVEL & SHURIN, 2004). Alguns autores sugerem que organismos unicelulares, como as algas, podem apresentar maiores taxas de dispersão e que os fatores espaciais apresentam pouca influência na estruturação das comunidades do que os metazoários, devido ao pequeno tamanho (FINLAY *et al.*, 1996; HILLEBRAND *et al.*, 2001). Estudos sugerem que os organismos zooplanctônicos são dispersores altamente efetivos em distância de até 100 km (SHURIN *et al.*, 2000). PINEL-ALLOUL *et al.*, (1995), em um estudo abrangendo uma área de $3 \times 10^5 \text{ km}^2$, observaram a ausência de uma contribuição significativa do espaço na variação do zooplâncton, mostrando que a dispersão deste grupo é relativamente uniforme entre os lagos distribuídos na área geográfica do estudo. Por outro lado, SOININEN *et al.* (2007) demonstraram que as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas podem ser fortemente estruturadas pelo espaço, mesmo em escalas relativamente pequenas (221 km^2). HAVEL & SHURIN (2004) sugerem que a taxa de dispersão é dependente da escala, e que as comunidades zooplanctônicas são mais comumente limitadas por dispersão em grandes escalas (e.g. $>20 \text{ km}$). No presente estudo, como as distâncias

entre as lagoas mais próximas foram relativamente pequenas (e.g. cerca de 1 km entre lagoas e 30 km entre lagoas entre as duas serras), era esperado encontrar que as comunidades não fossem limitadas pela dispersão de organismos.

Os macroinvertebrados bentônicos podem apresentar dispersão passiva ou ativa, onde a última é realizada predominantemente através de insetos adultos capazes de voar (BILTON *et al.*, 2001). Os grupos bentônicos com maior número de espécies e com maior ocorrência nos ambientes aquáticos da Serra dos Carajás foram representados por organismos com dispersão ativa, que dentre os macroinvertebrados apresentam, em geral, maiores taxas de dispersão. VANSCHOENWINKEL *et al.* (2007), estudando a comunidade de invertebrados em 36 poças temporárias na África do Sul, observaram a importância da configuração espacial apenas para os táxons com dispersão passiva, enquanto que os táxons que apresentaram dispersão ativa não mostraram nenhuma relação com o isolamento espacial, devido ao fato da escala espacial do estudo ter sido menor que a capacidade de dispersão ativa destas espécies.

O zooplâncton foi o único grupo onde o ambiente teve, em geral, uma contribuição significativa na variação da composição de espécies, mostrando que os fatores ambientais são mais importantes que os espaciais na estruturação da comunidade (i.e. teoria de nicho). Outros trabalhos também corroboram essa afirmação (SHURIN, 2000; COTTENIE & DE MEESTER, 2004), como por exemplo, no de PINEL-ALLOUL *et al.* (1995), que observaram uma contribuição mais importante dos fatores locais em relação aos regionais na composição de comunidades zooplanctônicas.

A principal variável ambiental responsável pela variação na composição de espécies zooplanctônicas da Serra dos Carajás foi a presença de macrófitas aquáticas, onde encontrou-se uma dominância de famílias, como Lecanidae e Chydoridae, nos ambientes colonizados por vegetação aquática. Poucas das espécies dessas famílias

ocorrem constantemente na região limnética, e são geralmente consideradas como específicas de regiões colonizadas por macrófitas aquáticas (PENNAK, 1966; FRYER, 1968).

A ausência ou pequena influência das variáveis ambientais na variação da composição de espécies das lagoas da Serra dos Carajás pode estar associada à grande dissimilaridade na composição de espécies entre estes ambientes. Por mais que muitas espécies sejam bem distribuídas entre as três serras (i.e. dispersão não é um fator limitante), as combinações de espécies entre os ambientes aquáticos são bem diferentes. Adicionalmente, a alta ocorrência de espécies raras, que aparecem em apenas um ambiente a cada ano e período de coleta, foi a maior responsável pela grande particularidade na composição de espécies de cada ambiente. Além disso, variáveis ambientais não mensuradas, como o hidroperíodo, e a existência de complexas interações interespecíficas também podem ter mascarado os efeitos de processos locais na estruturação das comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e bentônicas.

A interação entre a estocasticidade ambiental, as estratégias de história de vida das espécies (e.g. taxas de dispersão e de reprodução, produção de propágulos dormentes, diapausa) e os efeitos de prioridade (“priority effects”) também podem ter um papel fundamental e significativo na estruturação das comunidades (JENKINS & BUIKEMA, 1998; DE MEESTER *et al.*, 2005; SCHEFFER *et al.*, 2006; VANSCHOENWINKEL *et al.*, 2007), e podem ter sido os principais responsáveis pela variação na composição de espécies e pela grande dissimilaridade entre os ambientes aquáticos desse estudo. Muitos ecólogos têm demonstrado que a sequência em que as espécies são adicionadas a um ambiente pode facilitar ou inibir o estabelecimento de outras espécies, afetando assim a composição das comunidades (CONNELL & SLATYER, 1977; ALFORD & WILBUR, 1985; LAWLER & MORIN, 1993;

BLAUSTEIN & MARGALIT, 1996; LOUETTE & DE MEESTER 2007). Espécies que se estabelecem primeiro em um ambiente têm, em geral, uma maior chance de serem competitivamente superiores do que aquelas que chegam depois (BEAVER, 1977; HODGE *et al.*, 1996). O sucesso dos primeiros colonizadores pode estar associado, por exemplo, a uma rápida taxa de reprodução e ao estabelecimento de um banco de propágulos, e ao conseqüente monopólio dos recursos do habitat (DE MEESTER *et al.*, 2002). Além disso, a seqüência em que chegam as espécies é geralmente aleatória, principalmente quando os organismos apresentam dispersão passiva (LOUETTE & DE MEESTER 2007), como é o caso da maioria dos táxons considerados nesse estudo. Os efeitos de prioridade também podem ocorrer a qualquer momento em uma comunidade, sendo relevantes apenas os efeitos posteriores à colonização de uma determinada espécie na estruturação da comunidade (JENKINS & BUIKEMA, 1998).

Estratégias de conservação, em geral, são mais focadas na preservação de áreas maiores e com maior conectividade, e com apelo paisagístico, excluindo, dessa forma, ecossistemas lênticos pequenos e isolados. Entretanto, como foi observado, esses ambientes contribuem de forma significativa para a diversidade local e regional, além de apresentarem muitas espécies raras. Dessa forma, é importante que sejam incluídos nas práticas de conservação não apenas lagos grandes e profundos, como também ambientes pequenos e rasos (WILLIAMS *et al.*, 2003; WOOD *et al.*, 2003; NICOLET *et al.*, 2004; DE MEESTER *et al.*, 2005; SØNDERGAARD *et al.*, 2005; DECLERCK *et al.*, 2006; SCHEFFER *et al.*, 2006). Finalmente, é de imensa importância a incorporação da teoria de metacomunidades, que considera interações entre espécies e efeitos indiretos, dentro dos clássicos modelos neutros de biogeografia de ilhas quando o objetivo for conservar sistemas lênticos (SCHEFFER *et al.*, 2006).

Como foi discutido acima, a variação na composição de espécies parece estar relacionada principalmente a fatores estocásticos associados aos efeitos de prioridade e às histórias de vida de cada organismo, que podem ter um grande efeito no aumento da diversidade β e conseqüentemente na diversidade regional. Entretanto, as características ambientais, apesar de terem apresentado pouca influência nas diferenças na composição de espécies, podem ter um papel importante na estruturação das comunidades. O ambiente pode atuar como um filtro que seleciona que espécies podem se estabelecer, já que foi encontrada uma semelhança, não nas combinações de espécies por ambiente, mas na presença de grupos típicos de certas características ambientais, como a presença de macrófitas aquáticas, por exemplo. Ou seja, apesar da composição da comunidade em nível de espécie ter sido pouco ou não influenciada pelas variáveis ambientais, é possível que a composição da comunidade baseada em uma maior resolução taxonômica apresente uma relação mais forte com os fatores locais.

6.4. Concordância entre as comunidades

Os padrões de riqueza de espécies não apresentaram concordância entre o fitoplâncton, o zooplâncton e os macroinvertebrados bentônicos dos ambientes aquáticos da Serra dos Carajás. Esses resultados são similares aos outros estudos que indicaram baixa concordância entre o número de espécies de diferentes grupos aquáticos (ALLEN *et al.*, 1999; HEINO *et al.*, 2003; DECLERCK *et al.*, 2005; TOLONEN *et al.*, 2005; BILTON *et al.*, 2006), mostrando que esta é uma medida pouco confiável para o uso como indicadores de biodiversidade em ambientes aquáticos.

Alguns trabalhos apontam que a riqueza é uma medida limitada para a conservação de espécies, pois além de estar muito relacionada ao esforço de coleta,

também não considera a identidade das espécies e não garante a conservação daquelas mais vulneráveis à extinção (e.g., espécies raras). Sendo assim, muitos estudos têm testado a concordância entre comunidades nos padrões de similaridade (ou dissimilaridade) na composição de espécies, encontrando, na maioria das vezes, correlações altas e significativas (BILTON *et al.*, 2006). Entretanto, o mesmo não foi encontrado no presente estudo. Apesar de alguns pares de comunidades (i.e. zooplâncton vs. bentos) terem apresentado correlações significativas na complementaridade em alguns períodos, estas apresentaram coeficientes muito baixos, além de mostrarem ausência de padrões definidos na concordância entre as comunidades planctônicas e bentônicas da Serra dos Carajás.

A ausência de concordância nos padrões de riqueza e complementaridade entre as três comunidades estudadas pode ser atribuída ao fato de que estes grupos estão respondendo a diferentes variáveis ambientais, já que não foi observada a presença de uma mesma variável que explique fortemente a variação de riqueza e composição das três comunidades. Apesar das riquezas de espécies zooplanctônicas e bentônicas terem sido, em parte, influenciadas pelas mesmas variáveis limnológicas (presença e macrófitas aquáticas e de peixes), outras variáveis também foram responsáveis pela riqueza de cada comunidade, independentemente (i.e. pH e oxigênio dissolvido, respectivamente). No caso da composição de espécies, o ambiente teve influência apenas para o zooplâncton. Além disso, as variáveis ambientais foram responsáveis, tanto para a riqueza quanto para a composição de espécies, apenas por uma fração da variação na riqueza e composição de espécies, existindo, portanto a influência de variáveis ambientais não mensuradas nesse estudo e a existência de complexas interações bióticas.

Padrões de concordância também podem surgir através de interações bióticas entre as comunidades estudadas. Nesse estudo, essas interações parecem não ter sido fortes o suficiente para criar esses padrões concordantes de diversidade. LONGMUIR *et al.* (2007) sugerem que as interações tróficas entre produtores e consumidores parecem ser mais fortes em ambientes terrestres. Uma das explicações para essa diferença seria que os consumidores aquáticos podem ser menos especialistas, já que muitos organismos aquáticos são filtradores e, portanto pouco seletivos. HEINO *et al.* (2003) também não encontraram padrões de concordância na riqueza e na composição das assembléias de macroinvertebrados bentônicos lóticos, e sugerem que as interações tróficas entre os grupos estudados sejam fracas devido a uma grande abrangência nos hábitos alimentares.

Conclui-se que não houve concordância nos padrões de riqueza e complementaridade entre as comunidades estudadas, e que, portanto elas são medidas inadequadas para o uso como indicadores de biodiversidade em ambientes lênticos na Serra dos Carajás, sendo necessário que medidas de conservação sejam elaboradas independentemente para cada comunidade. Entretanto, ainda há muito a ser feito nessa área de estudo, e alternativas podem ser levantadas para encontrar indicadores de biodiversidade que reduzam os custos e esforços nas estratégias de conservação. É sugerido que seja testada, por exemplo, a existência de padrões de concordância entre outras comunidades aquáticas, principalmente entre aqueles filogeneticamente e ecologicamente mais relacionadas, onde se espera que as correlações entre elas sejam mais fortes (BECCALONI & GASTON, 1995; GASTON 1996; FLEISHMAN *et al.*, 2000).

7. CONCLUSÕES

- Os ambientes rasos e fundos dos corpos d'água da Serra dos Carajás têm suas características limnológicas significativamente diferentes, principalmente em relação à presença de macrófitas aquáticas e de peixes e à concentração de nutrientes, o que deve estar associado às diferenças na profundidade e à ausência de conexões entre os ambientes.
- A sazonalidade é um fator importante apenas para as características limnológicas das lagoas rasas, por apresentarem uma alta relação área-volume, podendo ser mais afetadas por fatores extrínsecos do que os ambientes mais profundos.
- A maior heterogeneidade espacial provida pelas macrófitas aquáticas e a ausência de predação e de competição por parte dos peixes em lagoas rasas, parecem ser mais importantes no aumento da riqueza de espécies zooplanctônicas e bentônicas do que a área dos ambientes aquáticos.
- A estrutura espacial dos ambientes aquáticos da Serra dos Carajás não é responsável pela variação na composição de nenhuma das comunidades, sugerindo que estas não são limitadas por dispersão entre os ambientes.
- A variação na composição de espécies parece estar relacionada principalmente a fatores estocásticos associados aos efeitos de prioridade e às histórias de vida de cada organismo, que podem ter um grande efeito no aumento da diversidade β e conseqüentemente na diversidade regional.
- A ausência de concordância nos padrões de riqueza e complementaridade entre as três comunidades estudadas pode ser atribuída ao fato de que estes grupos estão respondendo a diferentes variáveis ambientais. Além disso, interações bióticas entre os grupos parecem não terem sido fortes o suficiente para criar

esses padrões concordantes de diversidade. Sendo assim, essas são medidas inadequadas como indicadores de biodiversidade em ambientes lênticos na Serra dos Carajás.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELL, R., 2002; "Conservation biology for the biodiversity crisis: A freshwater follow-up", *Conservation Biology*, v. 16, pp. 1435-1437.
- ABELLÁN, P., SANCHEZ-FERNANDEZ, D., VELASCO, J. & MILLAN, A., 2005, "Conservation of freshwater biodiversity: a comparison of different area selection methods", *Biodiversity and Conservation*, v. 14, pp. 3457-3474.
- AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M. & GOMES, L.C., 2005, "Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters", *Conservation Biology*, v. 19, pp. 646-652.
- ALFORD, R.A. & WILBUR, H.M., 1985, "Priority effects in experimental pond communities - competition between *Bufo* and *Rana*", *Ecology*, v. 66, pp. 1097-1105.
- ALLAN, J.D. & FLECKER, A.S., 1993, "Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems", *Bioscience*, v. 43, pp. 32-43.
- ALLEN, A.P., WHITTIER, T.R., KAUFMANN, P.R., LARSEN, D.P., O'CONNOR, R.J., HUGHES, R.M., STEMBERGER, R.S., DIXIT, S.S., BRINKHURST, R.O., HERLIHY, A.T. & PAULSEN, S.G., 1999, "Concordance of taxonomic richness patterns across multiple assemblages in lakes of the northeastern United States", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 56, pp. 739-747.
- ARMENGOL, X., ESPARCIA, A. & MIRACLE, M.R., 1998, "Rotifer vertical distribution in a strongly stratified lake: a multivariate analysis", *Hydrobiologia*, v. 388, pp. 161-170.
- BALMFORD, A. & LONG, A., 1995, "Across country analyses of biodiversity congruence and current conservation effort in the tropics", *Conservation Biology*, v. 9, pp. 1539-1547.
- BEAVER, R.A., 1977, "Nonequilibrium island communities – Diptera breeding in dead snails", *Journal of Animal Ecology*, v. 46, pp. 783-798.
- BECCALONI, G.W. & GASTON, K.J., 1995. "Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation*, v. 71, pp. 77-86.
- BEISNER, B.E., PERES, P.R., LINDSTROM, E.S., BARNETT, A. & LONGHI, M.L., 2006, "The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish", *Ecology*, v. 87, pp. 2985-2991.
- BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L., 2006, *Ecology: individuals, populations and communities*. 4 ed. Blackwell Science.
- BILTON, D.T., FREELAND, J.R. & OKAMURA, B., 2001, "Dispersal in freshwater invertebrates", *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 32, pp. 159-181.
- BILTON, D.T., MCABENDROTH, L., BEDFORD, A. & RAMSAY, P.M., 2006, "How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator *taxa* in ponds", *Freshwater Biology*, v. 51, pp. 578-590.
- BLAIR, R.B., 1999, "Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate *taxa* for assessing biodiversity?", *Ecological Applications*, v. 9, pp. 164-170.

- BLAUSTEIN, L., 1990, "Evidence for predatory flatworms as organizers of zooplankton and mosquito community structure in rice fields", *Hydrobiologia*, v. 199, pp. 179-191.
- BLAUSTEIN, L., 1997, "Non consumptive effects of larval *Salamandra* on crustacean prey: can eggs detect predators?", *Oecologia*, v. 110, pp. 212-217.
- BLAUSTEIN, L. & MARGALIT, J., 1996, "Priority effects in temporary pools: Nature and outcome of mosquito larva toad tadpole interactions depend on order of entrance", *Journal of Animal Ecology*, v. 65, pp. 77-84.
- BONN, A. & GASTON, K.J., 2005, "Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria" *Biodiversity and Conservation*, v. 14, pp. 1083-1100.
- BRENDONCK, L., MICHELS, E., DE MEESTER, L. & RIDDOCH, B., 2002, "Temporary pools are not 'enemy-free'", *Hydrobiologia*, v. 486, pp. 147-159.
- BROOKS, J.L. & DODSON S.I., 1965, "Predation, body size, and composition of plankton", *Science*, v.150, pp. 28-35.
- CHAPIN, F.S., ZAVALA, E.S., EVINER, V.T., NAYLOR, R.L., VITOUSEK, P.M., REYNOLDS, H.L., HOOPER, D.U., LAVOREL, S., SALA, O.E., HOBBIE, S.E., MACK, M.C. & DIAZ, S., 2000, "Consequences of changing biodiversity", *Nature*, v. 405, pp. 234-242.
- CHIARUCCI, A., D'AURIA, F. & BONINI, I., 2007, "Is vascular plant species diversity a predictor of bryophyte species diversity in Mediterranean forests?", *Biodiversity and Conservation*, v. 16, pp. 525-545.
- CONNELL, J.H., 1978, "Diversity in tropical rain forests and coral reefs - high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state", *Science*, v. 199, pp. 1302-1310.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O., 1977, "Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization", *American Naturalist*, v. 111, pp. 1119-1144.
- COTTENIE, K., MICHELS, E., NUYTTEN, N. & DE MEESTER, L., 2003, "Zooplankton metacommunity structure: Regional vs. local processes in highly interconnected ponds", *Ecology*, v. 84, pp. 991-1000.
- COTTENIE, K. & DE MEESTER, L., 2004, "Metacommunity structure: Synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel", *Ecology*, v. 85, pp. 114-119.
- CYR, H. & DOWNING, J.A., 1988, "Empirical relationships of phytomacrofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics", *Canadian Journal of Fisheries Sciences*, v. 45, pp. 976-984.
- DARWALL, W & VIÉ, J., 2005, "Identifying important sites for conservation of freshwater biodiversity: extending the species-based approach", *Fisheries Management and Ecology*, v. 12, pp. 415-415.
- DAS, A., KRISHNASWAMY, J., BAWA, K.S., KIRAN, M.C., SRINIVAS, V., KUMAR, N.S. & KARANTH, K.U., 2006, "Prioritisation of conservation areas in the Western Ghats, India", *Biological Conservation*, v. 133, pp. 16-31.

- DE BIE, T., DECLERCK, S., MARTENS, K., DE MEESTER, L. & BRENDONCK, L., 2008, "A comparative analysis of cladoceran communities from different water body types: patterns in community composition and diversity", *Hydrobiologia*, v. 597, pp. 19-27.
- DECLERCK, S., VANDEKERKHOVE, J., JOHANSSON, L., MUYLAERT, K., CONDE-PORCUNA, J.M., VAN DER GUCHT, K., PEREZ-MARTINEZ C, LAURIDSEN T, SCHWENK K, ZWART G, ROMMENS W, LOPEZ-RAMOS J, JEPPESEN E., VYVERMAN, W., BRENDONCK, L. & DE MEESTER, L., 2005, "Multi-group biodiversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover", *Ecology*, v. 86, pp. 1905-1915.
- DECLERCK, S., DE BIE, T., ERCKEN, D., HAMPEL, H., SCHRIJVERS, S., VAN WICHELEN, J., GILLARD, V., MANDIKI, R., LOSSON, B., BAUWENS, D., KEIJERS, S., VYVERMAN, W., GODDEERIS, B., DE MEESTER, L., BRENDONCK, L. & MARTENS, K., 2006, "Ecological characteristic's of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial scales", *Biological Conservation*, v. 131, pp. 523-532.
- DE MEESTER, L., GOMEZ, A., OKAMURA, B. & SCHWENK, K., 2002, "The Monopolization Hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms", *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, v. 23, pp. 121-135.
- DE MEESTER, L., DECLERCK, S., STOKS, R., LOUETTE, G., VAN DE MEUTTER, F., DE BIE, T., MICHELS, E. & BRENDONCK, L., 2005, "Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology", *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 15, pp. 715-725.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. & BINI, L.M., 2005, "Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters", *Global Ecology and Biogeography*, v. 14, pp. 177-185.
- DINIZ-FILHO, J.A.F., BINI, L.M., PINTO, M.P., RANGEL, T.F.L.V.B., CARVALHO, P. & BASTOS, R.P., 2006, "Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado", *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, v. 29, pp. 9-15.
- DODSON, S.I., 1991, "Species richness of crustacean zooplankton in European lakes of different sizes", *Int.Ver.Theor.Angew.Limnol.*, v. 24, pp. 1223-1229.
- DODSON, S.I., 1992, "Predicting crustacean zooplankton species richness", *Limnology and Oceanography*, v. 37, pp. 848-856.
- DODSON, S.I., ARNOTT, S.E. & COTTINGHAM, K.L., 2000, "The relationship in lake communities between primary productivity and species richness", *Ecology*, v. 81, pp. 2662-2679.
- DODSON, S.I., EVERHART, W.R., JANDL, A.K. & KRAUSKOPF, S.J., 2007, "Effect of watershed land use and lake age on zooplankton species richness", *Hydrobiologia*, v. 579, pp. 393-399.
- DRAKARE, S., LENNON, J.J. & HILLEBRAND, H., 2006, "The imprint of geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationships", *Ecology Letters*, v. 9, pp. 215-227.

- DUGGAN, I.C., GREEN, J.D., THOMPSON K. & SHIEL, R.J., 1998, "Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand", *Hydrobiologia*, v. 387/388, pp. 179-197.
- DVORAK J., 1970, "Horizontal zonation of macrovegetation, water properties and macrofauna in littoral stand of *Glyceria aquatica* (L.) Wahlb in a pond in South Bohemia", *Hydrobiologia*, v. 35, pp. 17-30.
- DVORAK, J. & BEST, E.P.H., 1982, "Macro-invertebrate communities associated with macrophytes of lake Vechten: structural and functional relationships", *Hydrobiologia*, v. 95, pp. 115-126.
- EITAM, A., BLAUSTEIN, L., VAN DAMME, K., DUMONT, H.J & MARTENS, K., 2004, "Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits", *Hydrobiologia*, v. 525, pp. 125-130.
- FINLAY, B.J., ESTEBAN, G.F. & FENCHEL, T., 1996, "Global diversity and body size", *Nature*, v. 383, pp. 132-133.
- FINLAY, B.J., 2002, "Global dispersal of free-living microbial eukaryote species", *Science*, v. 296, pp. 1061-1063.
- FLATHER, C.H., WILSON, K.R., DEAN, D.J. & MCCOMB, W.C., 1997, "Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses", *Ecological Applications*, v. 7, pp. 531-542.
- FLEISHMAN, E., MURPHY, D.D. & BRUSSARD, P.F., 2000. "A new method for selection of umbrella species for conservation planning", *Ecological Applications*, v. 10, pp. 569-579.
- FLODER, S. & SOMMER, U., 1999, "Diversity in planktonic communities: An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis", *Limnology and Oceanography*, v. 44, pp. 1114-1119.
- FORBES, S.A., 1887, "The lake as a microcosm". In: L.A. Real & J.H. Brown, (eds.), *Foundations of Ecology*, pp. 14-27. The University of Chicago Press, Chicago.
- FRYER G., 1968, "Evolution and adaptive radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology", *Phil. Trans. Roy. Soc. London. S. B.*, v. 254, pp. 221-385.
- FRYER, G., 1985, "Crustacean diversity in relation to the size of water bodies: some facts and problems", *Freshwater Biology*, v. 15, pp. 347-361.
- GASTON, K.J., 1996, "Biodiversity - Congruence", *Progress in Physical Geography*, v. 20, pp. 105-112.
- GASTON, K.J., 2000, "Global patterns in biodiversity", *Nature*, v. 405, pp. 220-227.
- GENNER, M.J., SEEHAUSEN, O., LUNT, D.H., JOYCE, D.A., SHAW, P.W., CARVALHO, G.R. & TURNER, G.F., 2007, "Age of cichlids: New dates for ancient lake fish radiations", *Molecular Biology and Evolution*, v. 24, pp. 1269-1282.
- GOLTERMAN, H.L., CLIMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M., 1978, "Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters". In: *I. B. P. Handbook no 8*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- GRAPHPAD PRISM version 4.00 for Windows, GraphPad Software, San Diego California USA, www.graphpad.com.
- GRAN, G., 1952, "Determination of the equivalence point potentiometric titrations. Part II", *Analyst*, v. 77, pp. 661-671.
- HAVEL, J.E. & SHURIN, J.B., 2004, "Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton", *Limnology and Oceanography*, v. 49, pp. 1229-1238.
- HAWKINS, B.A. & PORTER, E.E., "Does herbivore diversity depend on plant diversity? The case of California butterflies", *American Naturalist*, v. 161, pp.40-49.
- HECNAR, S.J. & M'CLOSKEY, R.T., 1998, "Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds" *Journal of Biogeography*, v. 25, pp. 763-772.
- HEINO, J., 2002, "Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective", *Biodiversity and Conservation*, v. 11, pp. 137-147.
- HEINO, J., MUOTKA, T., PAAVOLA, R. & PAASIVIRTA, L., 2003, "Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic groups?" *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 60, pp. 1039-1049.
- HEINO, J. & SOININEN, J., 2007, "Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms?" *Biological Conservation*, v. 137, pp. 78-89.
- HERSHEY, A.E., GETTEL, G.M., MCDONALD, M.E., MILLER, M.C., MOOERS, H., O'BRIEN, W.J., PASTOR, J., RICHARDS, C. & SCHULDT J.A., 1999, "A Geomorphic-Trophic Model for Landscape Control of Arctic Lake Food Webs" *BioScience*, v. 49, pp. 887-897.
- HESSEN, D.O., FAAFENG, B.A., SMITH, V.H., BAKKESTUEN, V. & WALSDENG, B., 2006, "Extrinsic and intrinsic controls of zooplankton diversity in lakes", *Ecology*, v. 87, pp. 433-443.
- HIGGINS, J.V, BRYER, M.T., KHOURY, M.L. & FITZHUGH, T.W., 2005, "A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning", *Conservation Biology*, v. 19, pp. 432-445.
- HILLEBRAND, H., WATERMANN, F., KAREZ, R. & BERNINGER, U.G., 2001, "Differences in species richness patterns between unicellular and multicellular organisms", *Oecologia*, v. 126, pp. 114-124.
- HOBBAEK, A., MANCA, M. & ANDERSEN, T., 2002, "Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton", *Acta Oecologica -International Journal of Ecology*, v. 23, pp. 155-163.
- HODGE, S., ARTHUR, W. & MITCHELL, P., 1996, "Effects of temporal priority on interspecific interactions and community development", *Oikos*, v. 76, pp. 350-358.
- HOFFMANN, M.D. & DODSON, S.I., 2005, "Land use, primary productivity, and lake area as descriptors of zooplankton diversity", *Ecology*, v. 86, pp. 255-261.
- HOLLAND, T.A. & JENKINS, D.G., 1998, "Comparison of processes regulating zooplankton assemblages in new freshwater pools", *Hydrobiologia*, v. 388, pp. 207-214.

- HOWARD, P.C., VISKANIC, P., DAVENPORT, T.R.B., KIGENYI, F.W., BALTZER, M., DICKINSON, C.J., LWANGA, J.S., MATTHEWS, R.A. & BALMFORD, A., 1998, "Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda", *Nature*, v. 394, pp. 472-475.
- HUTCHINSON, G.E., 1959, "Homage to Santa-Rosalia or why are there so many kinds of animals", *American Naturalist*, v. 93, pp. 145-159.
- IBAMA, Informações sobre as características climáticas e da flora da Floresta Nacional de Carajás, disponível em <http://www.ibama.gov.br>. Acesso em: 15 de novembro de 2007.
- JACKSON, D.A. & HARVEY, H.H., 1993, "Fish and benthic invertebrates - community concordance and community environment relationships", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 50, pp. 2641-2651.
- JEFFRIES, M., 1988, "Measuring Talling's element of chance in pond populations", *Freshwater Biology*, v. 20, pp. 383-393.
- JEFFRIES, M.J., 1998, "Pond macrophyte assemblages, biodisparity and spatial distribution of ponds in the Northumberland coastal plain, UK", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 8, pp. 657-667.
- JENKINS, D.G. & BUIKEMA, A.L., 1998, "Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function", *Ecological Monographs*, v. 68, pp. 421-443.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SØNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T., PEDERSEN, I.J. & JENSEN, L., 1997, "Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth", *Hydrobiologia*, v. 342/343, pp. 151-164.
- KARATAYEV, A.Y., BURLAKOVA, L.E. & DODSON, S.I., 2005, "Community analysis of Belarusian lakes: relationship of species diversity to morphology, hydrology and land use", *Journal of Plankton Research*, v. 27, pp. 1045-1053.
- KOLEFF, P., GASTON, K.J. & LENNON, J.J., 2003, "Measuring beta diversity for presence-absence data", *Journal of Animal Ecology*, v. 72, pp. 367-382.
- KONDOH, M., 2001, "Unifying the relationships of species richness to productivity and disturbance", *Proceedings of the Royal Society OF London Series B-Biological Sciences*, v. 268, pp. 269-271.
- KRISTIANSEN, J., 1996, "Dispersal of freshwater algae - A review", *Hydrobiologia*, v. 336, pp. 151-157.
- KURBATOVA, S.A., 2005, "Response of microcosm zooplankton to acidification", *Biology Bulletin*, v. 32, pp. 85-92.
- LAMOREUX, J.F., MORRISON, J.C., RICKETTS, T.H., OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., MCKNIGHT, M.W. & SHUGART, H.H., 2006, "Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism", *Nature*, v. 440, pp. 212-214.
- LAWLER, S.P. & MORIN, P.J., 1993, "Temporal overlap, competition, and priority effects in larval anurans", *Ecology*, v. 74, pp. 174-182.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L., 1998, *Numerical Ecology*. 2 ed. Elsevier Science, Amsterdam.

- LEIBOLD, M.A., 1999, "Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities", *Evolutionary Ecology Research*, v. 1, pp. 73-95.
- LEIBOLD, M.A., HOLYOAK, M., MOUQUET, N., AMARASEKARE, P., CHASE, J.M., HOOPEs, M.F., HOLT, R.D., SHURIN, J.B., LAW, R., TILMAN, D., LOREAU, M & GONZALEZ, A., 2004, "The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology", *Ecology Letters*, v. 7, pp. 601-613.
- LONGMUIR, A., SHURIN, J.B. & CLASEN, J.L., 2007, "Independent gradients of producer, consumer, and microbial diversity in Lake Plankton", *Ecology*, v. 88, pp. 1663-1674.
- LOUETTE, G. & DE MEESTER, L., 2007, "Predation and priority effects in experimental zooplankton communities", *Oikos*, v. 116, pp. 419-426.
- LUKASZEWSKI, Y., ARNOTT, S.E. & FROST, T.M., 1999, "Regional versus local processes in determining zooplankton community composition of Little Rock Lake, Wisconsin, USA", *Journal of Plankton Research*, v. 21, pp. 991-1003.
- LUND, J.W.G., KIPLING, C. & LENCREN, E.D., 1958, "The inverted microscope method of estimating algal number and statistical basis of estimating by counting", *Hydrobiologia*, v. 11, pp. 143-170.
- LUND, M.P. & RAHBEK, C., 2002, "Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity". *Animal Conservation*, v. 5, pp. 163-171.
- MACARTHUR, R.H. & MACARTHUR, J., 1961, "On bird species diversity", *Ecology*, v. 42, pp. 594-598.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O., 1967, *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- MACKERETH, F.J.H., HERON, J. & TALLING, J.F., 1978, "Water analysis: some revised methods for limnologists". In: *Freshwater Biological Association Scientific Publication no 36*. Ambleside.
- MAGUIRE, B., 1963, "Passive dispersal of small aquatic organisms and their colonization of isolated bodies of water", *Ecological Monographs*, v. 33, pp. 161-185.
- MARGALEF, R., 1983, *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona.
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L., 2000, "Systematic conservation planning", *Nature*, v. 405, pp. 243-253.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999. Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.12, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MITTELBACH, G.G., TURNER, A.M., HALL, D.J., RETTIG, J.E. & OSENBERG, C.W., 1995, "Perturbation and resilience - a long-term, whole-lake study of predator extinction and reintroduction", *Ecology*, v. 76, pp. 2347-2360.
- MITTELBACH, G.G., STEINER, C.F., SCHEINER, S.M., GROSS, K.L., REYNOLDS, H.L., WAIDE, R.B., WILLIG, M.R., DODSON, S.I. & GOUGH, L., 2001, "What is the observed relationship between species richness and productivity?", *Ecology*, v. 82, pp. 2381-2396.
- MOORE, J.L., BALMFORD, A., BROOKS, T., BURGESS, N.D., HANSEN, L.A., RAHBEK, C. & WILLIAMS, P.H., 2003, "Performance of sub-Saharan vertebrates

- as indicator groups for identifying priority areas for conservation”, *Conservation Biology*, v. 17, pp. 207-218.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B. & KENT, J., 2000, “Biodiversity hotspots for conservation priorities”. *Nature*, v. 403, pp. 853-858.
- NICOLET, P., BIGGS, J., FOX, G., HODSON, M.J., REYNOLDS, C., WHITFIELD, M. & WILLIAMS, P., 2004, “The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales”, *Biological Conservation*, v. 120, pp. 261-278.
- NOSS, R.F., 1990, “Indicators for monitoring biodiversity - a hierarchical approach”, *Conservation Biology*, v. 4, pp. 355-364.
- NØST, T. & LANGE LAND, A., 1994, “Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake: 2. Selective predation impacts on the zooplankton”, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 25, pp. 2118-2122.
- OERTLI, B., JOYE, D.A., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D. & LACHAVANNE, J.B., 2002, “Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity”, *Biological Conservation*, v. 104, pp. 59-70.
- OERTLI, S., MULLER, A., STEINER, D., BREITENSTEIN, A. & DORN, S., 2005, “Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape”, *Biological Conservation*, v. 126, pp. 195-205.
- PAAVOLA, R., MUOTKA, T., VIRTANEN, R., HEINO, J. & KREIVI, P., 2003, “Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups?”, *Freshwater Biology*, v. 48, pp. 1912-1923.
- PAINE, R.T., 1966, “Food web complexity and species diversity”, *American Naturalist*, v. 100, pp. 65-75.
- PAINE, R.T. & VADAS, R.L., 1969, “Effects of grazing by sea urchins, *Strongylocentrotus* spp, on benthic algal populations”, *Limnology and Oceanography*, v. 14, pp. 710-719.
- PASZKOWSKI, C.A. & TONN, W.M., 2000, “Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors”, *Freshwater Biology*, v. 43, pp. 421-437.
- PATERSON, M., 1993, “The distribution of microcrustacea in the littoral zone of a freshwater lake”, *Hydrobiologia*, v. 263, pp. 173-183.
- PEARSON, D.L. & CARROLL, S.S., 1999, “The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness”, *Journal of Biogeography*, v. 26, pp. 1079-1090.
- PENNAK, R.W., 1966, “Structure of zooplankton in the littoral macrophyte zone of some Colorado lakes”, *Trans. Am. Microsc. Soc.*, v. 85, pp. 329-349.
- PERES-NETO, P.R., LEGENDRE, P., DRAY, S. & BORCARD, D., 2006, “Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions”, *Ecology*, v. 87, pp. 2614-2625.
- PHARO, E.J., BEATTIE, A.J. & BINNS, D., 1999, “Vascular plant diversity as a surrogate for bryophyte and lichen diversity”, *Conservation Biology*, v. 13, pp. 282-292.

- PINEL-ALLOUL, B., NIYONSENGA, T. & LEGENDRE, P., 1995, "Spatial and environmental components of fresh-water zooplankton structure", *Ecoscience*, v. 1, pp. 1-19.
- PINTO, M.P., DINIZ-FILHO, J.A.F., BINI, L.M., BLAMIRE, D. & RANGEL, T.F.L.V.B., 2008, "Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado", *Diversity and Distributions*, v. 14, pp. 78-86.
- PORTO, M. L. & SILVA, M. F. F., 1989, "Tipos de vegetação metalófila em áreas da Serra dos Carajás e de Minas Gerais, Brasil", *Acta Botanica Brasílica*, v. 3, pp. 13-21.
- POST, D.M., PACE, M.L. & HAIRSTON, N.G., 2000, "Ecosystem size determines food-chain length in lakes", *Nature*, v. 405, pp. 1047-1049.
- PRENDERGAST, J.R., QUINN, R.M., LAWTON, J.H., EVERSHAM, B.C. & GIBBONS, D.W., 1993, "Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies", *Nature*, v. 365, pp. 335-337.
- PRENDERGAST, J.R., 1997, "Species richness covariance in higher taxa: Empirical tests of the biodiversity indicator concept", *Ecography*, v. 20, pp. 210-216.
- PRESSEY R.L., HUMPHRIES, C.J., MARGULES, C.R., VANEWRIGHT, R.I. & WILLIAMS, P.H., 1993, "Beyond opportunism - key principles for systematic reserve selection", *Trends in Ecology & Evolution*, v. 8, pp. 124-128.
- R version 4.61 for Windows, R Software, <http://www.r-project.org/>.
- RANGEL, T.F.L.V.B.; DINIZ-FILHO; J.A.F & BINI, L.M., 2006, "Towards an Integrated Computational Tool for Spatial Analysis in Macroecology and Biogeography", *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, pp. 321-327.
- RETTIG, J.E., SCHUMAN, L.S. & MCCLOSKEY, J.K., 2006, "Seasonal patterns of abundance: do zooplankton in small ponds do the same thing every spring-summer?", *Hydrobiologia*, v. 556, pp. 193-207.
- REYERS, B., VAN JAARSVELD, A.S. & KRUGER, M., 2000, "Complementarity as a biodiversity indicator strategy", *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, v. 267, pp. 505-513.
- RICCIARDI, A. & RASMUSSEN, J.B., 1999, "Extinction rates of North American freshwater fauna", *Conservation Biology*, v. 13, pp. 1220-1222.
- RICKLEFS, R.E. & MILLER, G.L., 1999, *Ecology* 4 ed. W.H. Freeman and Company, New York.
- RODRIGUES, L., BICUDO, D.C. & MOSCHINI-CARLOS, V., 2003, "O papel do perifiton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais", Pp 211-229. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini, (eds.), *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá.
- ROSENZWEIG, M.L. & ABRAMSKY, Z., 1993, "How are diversity and productivity related?" Pp 52-65. In: R.E. Ricklefs & D. Schluter, (eds.), *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago.
- RYTI, R.T., 1992, "Effect of the focal taxon on the selection of nature-reserves", *Ecological Applications*, v. 2, pp. 404-410.

- SAUNDERS, D.L., MEEUWIG, J.J. & VINCENT, A.C.J., 2002, "Freshwater protected areas: strategies for conservation", *Conservation Biology*, v. 16, pp. 30-41.
- SCHARTAU, A.K.L., WALSENG, B. & SNUCINS, E., 2001, "Correlation between microcrustaceans and environmental variables along an acidification gradient in Sudbury, Canada", *Water Air and Soil Pollution*, v. 130, pp. 1325-1330.
- SCHEFFER, M., 1998, *Community Dynamics of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London.
- SCHEFFER, M., VAN GEEST, G.J., ZIMMER, K., JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., BUTLER, M.G., HANSON, M.A., DECLERCK, S. & DE MEESTER, L., 2006, "Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds", *Oikos*, v. 112, pp. 227-231.
- SHURIN, J.B., 2000, "Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities", *Ecology*, v. 81, pp. 3074-3086.
- SHURIN, J.B., 2001, "Interactive effects of predation and dispersal on zooplankton communities", *Ecology*, v. 82, pp. 3404-3416.
- SHURIN, J.B., HAVEL, J.E., LEIBOLD, M.A. & PINEL-ALLOUL, B., 2000, "Local and regional zooplankton species richness: A scale-independent test for saturation", *Ecology*, v. 81, pp. 3062-3073.
- SILVA, M.F.F., 1991, "Análise florística da vegetação que ocorre sobre canga hematítica em Carajás, Pará (Brasil)", *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. Bot.*, v. 7, pp. 79-107.
- SOININEN, J., KOKOCINSKI, M., ESTLANDER, S., KOTANEN, J. & HEINO, J., 2007, "Neutrality, niches, and determinants of plankton metacommunity structure across boreal wetland ponds", *Ecoscience*, v. 14, pp. 146-154.
- SØNDERGAARD, M., JENSEN, J.P. & JEPPESEN, E., 2003, "Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes", *Hydrobiologia*, v. 506, pp. 135-145.
- SØNDERGAARD, M., JEPPESEN, E. & JENSEN, J.P., 2005, "Pond or lake: does it make any difference?", *Arch. Hydrobiol.*, v. 162, pp. 143-165.
- SPENCER, M., BLAUSTEIN, L., SCHWARTZ, S.S. & COHEN, J.E., 1999, "Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence", *Ecology Letters*, v. 2, pp. 157-166.
- SPILLER, D.A. & SCHOENER, T.W., 1998, "Lizards reduce spider species richness by excluding rare species", *Ecology*, v. 79, pp. 503-516.
- STATSOFT, Inc. (2001). STATISTICA for Windows (Computer program manual). Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104, phone: (918) 749-1119, fax: (918): 749-2217, email: info@statsoft.com, WEB: <http://www.statsoft.com>.
- STRØM, K., 1946, "The ecological niche", *Nature*, v. 157, pp. 375-375.
- SU, J.C., DEBINSKI, D.M., JAKUBAUSKAS, M.E. & KINDSCHER, K., 2004, "Beyond species richness: Community similarity as a measure of cross-taxon

- congruence for coarse-filter conservation”, *Conservation Biology*, v. 18, pp. 167-173.
- SZOLLOSI-NAGY, A., NAJLIS, P. & BJORKLUND, G., 1998, “Assessing the world’s freshwater resources”, *Nature and Resources*, v. 34, pp. 8-18.
- TESSIER, A.J. & WOODRUFF, P., 2002, “Cryptic trophic cascade along a gradient of lake size”, *Ecology*, v. 83, pp. 1263-1270.
- TIMMS, R.M. & MOSS, B., 1984, “Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem”, *Limnology and Oceanography*, v. 29, pp. 472-486.
- TOLONEN, K.T., HOLOPAINEN, I.J., HAMALAINEN, H., RAHKOLA-SORSA, M., YLOSTALO, P., MIKKONEN, K. & KARJALAINEN, J., 2005, “Littoral species diversity and biomass: concordance among organismal groups and the effects of environmental variables”, *Biodiversity and Conservation*, v. 14, pp. 961-980.
- TONN, W.M. & MAGNUSON, J.J., 1982, “Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in Northern Wisconsin lakes”, *Ecology*, v. 63, pp. 1149-1166.
- UTERMÖHL, H., 1958, “Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton – methodic”, *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, v. 9, pp. 1-38.
- UEHLINGER, V., 1964, “Étude statistique des methods de dénombrement planctonique”, *Arch. Sci.*, v. 17, pp. 121-123.
- VAN GEEST, G.J., ROOZEN, F.C.J.M., COOPS, H., ROIJACKERS, R.M.M., BUIJSE, A.D, PEETERS, E.T.H.M. & SCHEFFER, M., 2003, “Vegetation abundance in lowland flood plan lakes determined by surface area, age and connectivity”, *Freshwater Biology*, v. 48, pp. 440-454.
- VAN JAARSVELD, A.S., FREITAG, S., CHOWN, S.L., MULLER, C, KOCH, S., HULL, H., BELLAMY, C., KRUGER, M., ENDRODY-YOUNGA, S., MANSELL, M.W. & SCHOLTZ, C.H., 1998, “Biodiversity assessment and conservation strategies”, *Science*, v. 279, pp. 2106-2108.
- VARCAN Version 1.0 for Matlab. VarCan Software, <http://uregina.ca/~peresnep/>.
- VESSBY, K., SODERSTROM, B., GLIMSKAR, A. & SVENSSON, B., 2002, “Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands”, *Conservation Biology*, v. 16, pp. 430-439.
- VANSCHOENWINKEL, B., DE VRIES, C., SEAMAN, M. & BRENDONCK, L., 2007, “The role of metacommunity processes in shaping invertebrate rock pool communities along a dispersal gradient”, *Oikos*, v.116, pp. 1255-1266.
- VANSCHOENWINKEL, B., GIELEN, S., SEAMAN, M. & BRENDONCK, L., 2008, “Any way the wind blows - frequent wind dispersal drives species sorting in ephemeral aquatic communities”, *Oikos*, v. 117, pp. 125-134.
- WAIDE, R.B., WILLIG, M.R., STEINER, C.F., MITTELBAACH, G., GOUGH, L., DODSON, S.I., JUDAY, G.P. & PARMENTER, R., 1999, “The relationship between productivity and species richness”, *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 30, pp. 257-300.

- WARD, J.V., TOCKNER, K. & SCHIEMER, F., 1999, "Biodiversity and river ecosystems: ecotones and connectivity", *Regulated Rivers: Research and Management*, v. 15, pp. 125-139.
- WEIR, J.S., 1972, "Diversity and abundance of aquatic insects reduced by introduction of the fish *Clarias gariepinus* to pools in central Africa", *Biological Conservation*, v. 4, pp.169–175.
- WILHM, J. & MCCLINTOCK, N., 1978, "Dissolved oxygen concentration and diversity of benthic macroinvertebrates in an artificially destratified lake", *Hydrobiologia*, v. 57, pp. 163-166.
- WILLIAMS, P., GIBBONS, D., MARGULES, C., REBELO, A., HUMPHRIES, C. & PRESSEY, R.A., 1996, "A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds", *Conservation Biology*, v. 10, pp. 155-174.
- WILLIAMS, P., WHITFIELD, M., BIGGS, J., BRAY, S., FOX, G., NICOLET, P. & SEAR, D., 2003, "Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England", *Biological Conservation*, v. 115, pp. 329-341.
- WILLIAMS, P., FAITH, D., MANNE, L., SECHREST, W. & PRESTON, C., 2006, "Complementarity analysis: mapping the performance of surrogates for biodiversity", *Biological Conservation*, v. 128, pp. 253-264.
- WOOD, P.J., GREENWOOD, M.T. & AGNEW, M.D., 2003, "Pond biodiversity and habitat loss in the UK", *Area*, v. 35, pp. 206-216.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)